Introduzione alla
FITODEPURAZIONE

Sintesi informativa a cura dell'Autorità d'Ambito n. 2 "Biellese, Vercellese, Casalese"

Marzo 2008

Indice

1. INTRODUZIONE 2

2. VANTAGGI E APPLICAZIONI 3

3. TIPOLOGIE IMPIANTISTICHE 4

4. APPLICAZIONI 10

5. MECCANISMI DI RIMOZIONE DEGLI INQUINANTI 11

5.1 PROCESSI BIOLOGICI 12
5.2 PROCESSI CHIMICI 13
5.3 PROCESSI FISICI 13

6. SPECIE VEGETALI 18

6.1 LA FUNZIONE DELLA VEGETAZIONE 19
6.2 SCELTA DELLA VEGETAZIONE 22
6.3 PROPAGAZIONE DELLA VEGETAZIONE 24
6.4 GESTIONE DELLA VEGETAZIONE 25

7. PROGETTAZIONE 26

7.1 GUIDA ALLA PROGETTAZIONE 26

8. DIMENSIONAMENTO 33

9. GESTIONE E MANUTENZIONE 40

10. ASPETTI SANITARI 41

11. COSTI 42

12. LA FITODEPURAZIONE ARTIFICIALE 44

12.1 FITODEPURAZIONE ARTIFICIALE: NUOVA TECNICA DI TRATTAMENTO 44
12.2 LE ZEOLITI: CARATTERISTICHE GENERALI E APPLICAZIONI 46
12.3 MICORRIZE E MICORRIZAZIONE 50

13. ALCUNI CASI DI STUDIO 53

13.1 PLESCHWIRT 53
13.2 "FISCHERHOF" RESTAURANT AND SANATORIUM 55
13.3 RIFUGIO DELL'ABETINA REALE 59
13.4 IMPIANTO DI FITODEPURAZIONE ARTIFICIALE A COSSATO 63

1. INTRODUZIONE

La fitodepurazione è un processo naturale per depurare le acque reflue che sfrutta i meccanismi di autodepurazione tipici delle aree umide.

L'etimologia della parola fitodepurazione (dal greco *phito* = pianta) può trarre in inganno nel far ritenere che siano le piante gli attori principali nei meccanismi di rimozione degli inquinanti.

Le piante, in realtà, hanno semplicemente il ruolo di favorire la creazione di microhabitat idonei alla crescita della flora microbica, vera protagonista della depurazione biologica.

Gli impianti di fitodepurazione vengono definiti a livello internazionale con il termine "*costructed wetlands*", che si riferisce a sistemi umidi costruiti artificialmente in modo tale da ottimizzare gli effetti della depurazione sulle acque reflue simulando un ambiente naturale.

Le zone umide naturali sono caratterizzate da un'estrema variabilità delle loro componenti funzionali. E' quindi praticamente impossibile prevedere le conseguenze dell'apporto di acque inquinate e la traslazione dei risultati da una zona geografica all'altra. Sebbene si osservino significativi miglioramenti nella qualità delle acque reflue durante il loro scorrimento in zone umide naturali, non si possono quantificare in modo preciso le capacità di trattamento.

Le aree umide artificiali offrono un maggior grado di controllo, permettendo una precisa valutazione della loro efficacia sulla base della natura del substrato, delle tipologie vegetali e dei percorsi idraulici. Oltre a ciò le zone umide artificiali offrono vantaggi addizionali rispetto a quelle naturali, come ad esempio la possibilità di scegliere il sito dell'impianto, la possibilità di dimensionare l'area e la sua geometria in base alle necessità e, soprattutto, la possibilità di operare il controllo dei flussi idraulici e dei tempi di ritenzione dei reflui all'interno dell'impianto stesso.

E' per questo motivo che a partire dalla metà degli anni '70 si sono sviluppate svariate esperienze di utilizzo pianificato e ben controllato del potere autodepurativo di alcune zone umide per il raggiungimento di precisi obiettivi di qualità delle acque e, soprattutto, di "ricostruzione" o "creazione" di sistemi umidi studiati proprio per il trattamento di acque reflue.

La tendenza è stata quella di preservare le aree naturali esistenti e di progettare e costruire apposite aree umide per il trattamento depurativo.

L'applicazione delle *constructed wetlands* per il trattamento delle acque reflue rappresenta ormai una scelta ampiamente diffusa nella maggior parte d'Europa e del mondo.

La rapida diffusione di questa tecnica è legata alla possibilità di ottenere elevati standard qualitativi negli effluenti a costi di costruzione e soprattutto di gestione più bassi rispetto quelli previsti per le tecnologie tradizionali.

2. VANTAGGI E APPLICAZIONI

Il successo dei sistemi di fitodepurazione è imputabile a fattori economici e pratici. Se non vi sono grandi differenze nei costi di realizzazione rispetto alla depurazione tradizionale lo stesso non si può dire per i costi di esercizio e manutenzione.

Il funzionamento di questo tipo di impianti non necessita di un utilizzo massiccio e costante di energia elettrica e la manutenzione degli stessi, limitata a periodici controlli, può essere eseguita da personale anche non specializzato.

La sola fonte di energia esterna necessaria è spesso solo quella solare: la tendenza è, infatti, quella di minimizzare al massimo l'utilizzo di pompe idrauliche.

Gli impianti di fitodepurazione sono sistemi molto flessibili, che rispondono bene alle variazioni di carico organico e idraulico e possono essere concepiti come moduli aggregabili a seconda delle esigenze del caso.

Il loro impatto sul paesaggio è nullo, se non addirittura positivo. Questo comporta la rapida accettazione, vista anche la loro funzionalità, da parte dell'opinione pubblica.

In ultima analisi, quelle della fitodepurazione sono tecniche in grado di diminuire decisamente l'effetto antropico sull'ambiente, sia dal punto di vista dell'immissione di sostanze inquinanti sia come impatto visivo/ambientale.

Gli impianti di fitodepurazione possono essere utilizzati come trattamenti secondari (dopo una sedimentazione) per scarichi civili o misti oppure come trattamenti terziari (di affinamento), per scarichi industriali, percolati di discarica o per acque di dilavamento di strade e autostrade.

Per quanto riguarda i reflui civili i campi d'impiego di interesse possono essere:

- Siti abitativi rurali dove non sia possibile il collegamento con la fognatura pubblica ovvero ove lo stesso risulti troppo oneroso.
- Smaltimento di reflui civili in gruppi di case sparse.
- Impianti di depurazione comunali con un volume di reflui trattati fino a 2000 ae (abitanti equivalenti).

Il trattamento delle acque reflue con il metodo della fitodepurazione si esaurisce in un unico processo e non necessita di clorazioni e trattamenti chimico-fisici successivi qualora questo metodo venga utilizzato esclusivamente come depurazione secondaria.

3. TIPOLOGIE IMPIANTISTICHE

Le tecniche di fitodepurazione esistenti possono essere classificate in base all'ecologia delle piante acquatiche (vedere capitolo "specie vegetali") utilizzate:

- Sistemi a idrofite galleggianti (pleustofite)
- Sistemi a idrofite radicate sommerse
- Sistemi a macrofite radicate emergenti (elofite).
- Sistemi a microfite (alghe unicellulari)

I sistemi di fitodepurazione a macrofite radicate emergenti possono essere ulteriormente suddivisi in base alla direzione di scorrimento dell'acqua in:

a) Sistemi a flusso superficiale (FWS- Free water surface)

Consistono in vasche o canali dove la superficie dell'acqua è esposta all'atmosfera ed il suolo, costantemente sommerso, costituisce il supporto per le radici delle piante. La loro costruzione prevede la realizzazione di bacini idrici e/o canalizzazioni aventi il più lungo percorso possibile in relazione alla geometria dell'area a disposizione e aventi una profondità dell'acqua, per favorire i processi biologici utili, dai 40 ai 60 cm (Figura 1).

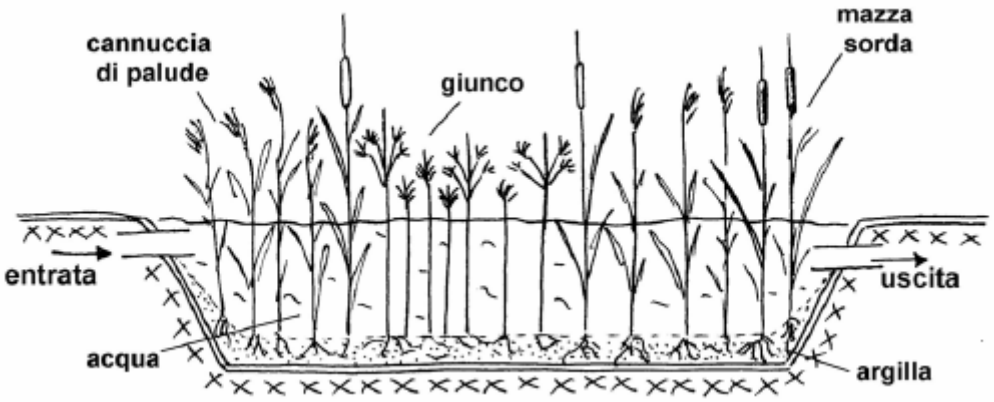


Figura 1

Questo tipo di impianti è più adatto per il trattamento terziario dei reflui a valle di sistemi a flusso sommerso o a fanghi attivi. L'ambiente in un sistema FWS è in genere aerobico vicino alla superficie dell'acqua e tende a diventare anossico e fino all'anaerobico man mano che ci si avvicina al fondo. Il livello di aerazione raggiunto dipende da diversi fattori. Alcuni di questi sono alcuni controllabili (grado di miscelazione, stratificazione della colonna d'acqua, canalizzazioni, turbolenza, turn over, ecc.) altri invece non lo sono (temperatura, disponibilità e penetrazione della luce, velocità del vento, fauna che frequenta l'impianto).

Nei FWS la colonna d'acqua è a contatto con diverse parti della pianta. A seconda delle specie presenti; il film biologico si svilupperà quindi su tutte le superfici delle piante disponibili e questo sarà il meccanismo principale di rimozione degli inquinanti: la rimozione diretta di alcuni specifici inquinanti attraverso le radici sarà limitata solamente

alle specie galleggianti o sommerse. La mineralizzazione dei nutrienti e di altri componenti a carico della macrofite radicate emergenti potrà avvenire solo quando tali sostanze si ripartiranno nel sedimento in prossimità delle radici.

Vantaggi

1. *Contenuti costi di costruzione*: data l'assenza (teorica) di elementi elettromeccanici e/o altre componenti impiantistiche, i bacini sono costituiti da scavo, impermeabilizzazione e piante acquatiche (se richiesto).
2. *Gestione semplificata e costi nulli o ridotti*: nel trattamento secondario delle acque reflue, la gestione di un impianto di fitodepurazione superficiale è molto semplificata rispetto ad un trattamento a fanghi attivi. I costi di gestione ordinaria possono essere quasi nulli, mentre i costi di gestione straordinaria sono molto ridotti.

Svantaggi

1. Elevate superfici di ingombro: esigenza di superfici molto ampie, data la scarsa profondità dei bacini e gli elevati tempi di residenza idraulica. Ciò può essere un fattore limitante in caso di poca disponibilità di spazio o in caso di elevato valore dei terreni (elevati oneri di esproprio).
2. Possibile insorgenza di cattivi odori e insetti: possibile insorgenza di cattivi odori, nonché sviluppo di insetti molesti e a rischio sanitario. Ciò determina una limitata possibilità di applicazione in prossimità di centri abitati.

b) Sistemi a flusso sommerso (SSF- Subsurface Flow).

In questi sistemi l'acqua scorre al di sotto della superficie e quindi non c'è un diretto contatto tra la colonna d'acqua e l'atmosfera. L'acqua scorre attraverso il medium di riempimento (ghiaia, sabbia, ecc.) in cui si trovano le radici delle piante radicate emergenti. Questi impianti stanno incontrando sempre più interesse rispetto ai FWS in virtù dell'aumento delle rese depurative a parità di superficie occupata.

Gli stessi sono sistemi particolarmente adatti e utili per il trattamento secondario di reflui provenienti da situazioni lontane dalla pubblica fognatura a valle di una fossa settica o fossa Imhoff e/o per il trattamento di acque grigie e meteoriche.

A loro volta i sistemi a flusso sommerso si distinguono in:

Orizzontale (HF) in cui l'acqua si depura in una o più vasche della profondità di 70-80 cm, contenenti materiale inerte su cui si sviluppano le radici delle macrofite. Il flusso dell'acqua reflua rimane costantemente al di sotto della superficie del medium e scorre in senso orizzontale grazie ad una leggera pendenza del fondo del letto. Il flusso è continuo e l'ambiente è saturo d'acqua, perciò sono sistemi misti che funzionano soprattutto in anaerobiosi (Figura 2).

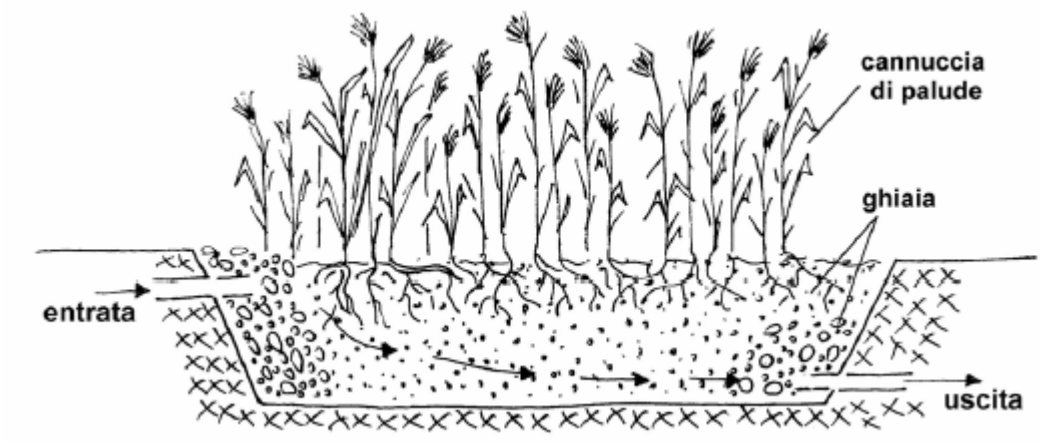


Figura 2

Vantaggi

1. Richiesta contenuta di superfici: rispetto ai sistemi a flusso superficiale, i sistemi sub-superficiale necessitano di minori superfici per unità di refluo da depurare (3-3.5 m^2/ae), in quanto il substrato di riempimento aumenta la superficie attiva di depurazione.
2. Semplice gestione: nel trattamento secondario dei reflui, la gestione di un impianto di fitodepurazione a flusso sub-superficiale è molto semplificata rispetto a un impianto a fanghi attivi. I costi di gestione sono soprattutto imputabili ai controlli che è necessario effettuare e all'eventuale manutenzione delle opere elettromeccaniche. L'assenza di fanghi prodotti e quindi da smaltire determina un notevole sgravio di costi rispetto agli impianti a fanghi attivi.
3. Ridotto impatto ambientale: presentano un buon inserimento nel paesaggio grazie all'utilizzo di specie vegetali tipiche delle nostre latitudini, nonché una riduzione dei rumori rispetto ai trattamenti convenzionali.
4. Assenza di cattivi odori e insetti: assenza di cattivi odori e di insetti molesti e/o a rischio sanitario, grazie allo scorrimento sommerso del refluo.

Svantaggi

1. Variazioni stagionali delle rese: risentono delle variazioni climatiche stagionali a causa della riduzione dell'attività vegetativa delle piante durante i mesi invernali. Ne consegue una riduzione dell'apporto di ossigeno e una diminuzione dell'attività batterica.
2. Bassa capacità di nitrificazione: le superfici unitarie (m^2/ae) di norma utilizzate (3-3.5 m^2/ae) non consentono un'efficace ossidazione dell'azoto ammoniacale.

Verticale (VF)

I sistemi di fitodepurazione a flusso sub-superficiale verticale (Figura 3) sono realizzati come zone confinate di suolo ricostruito, colonizzato da piante radicate. Il principio di base risiede nell'utilizzo della naturale capacità depurante dei suoli e della biomassa microbica presente.

Il substrato che costituisce il medium di filtrazione del refluo è costituito da materiale inerte con diversa granulometria (suolo ricostruito). Le specie vegetali sono quelle tipiche dei terreni umidi ma mai saturi d'acqua, e comprendono sia specie graminacee

che arbustive. Le esperienze maturate dimostrano buoni risultati dall'impiego della canna comune (Arundo donax), anche se all'occorrenza si possono usare altre specie.

Il liquame da depurare viene distribuito omogeneamente sulla superficie del terreno in modo intermittente e segue un percorso verticale verso il fondo impermeabilizzato, dove viene raccolto da un sistema di drenaggio. In tal modo, il substrato non è mai saturo d'acqua, ma vi è un'alternanza tra fasi di presenza e assenza di refluo. L'intermittenza consente un ricambio costante dei gas presenti nel suolo stesso (O_2 in entrata, CO_2 in uscita), permettendo in tal modo un'aerazione molto spinta del terreno. L'elevato tenore d'ossigeno consente l'instaurarsi dei processi microbici di ossidazione degli inquinanti, favorendo il raggiungimento di livelli di depurazione molto elevati. Queste caratteristiche consentono di considerare la fitodepurazione a flusso superficiale come la versione "naturale" dei filtri percolatori a basso carico.

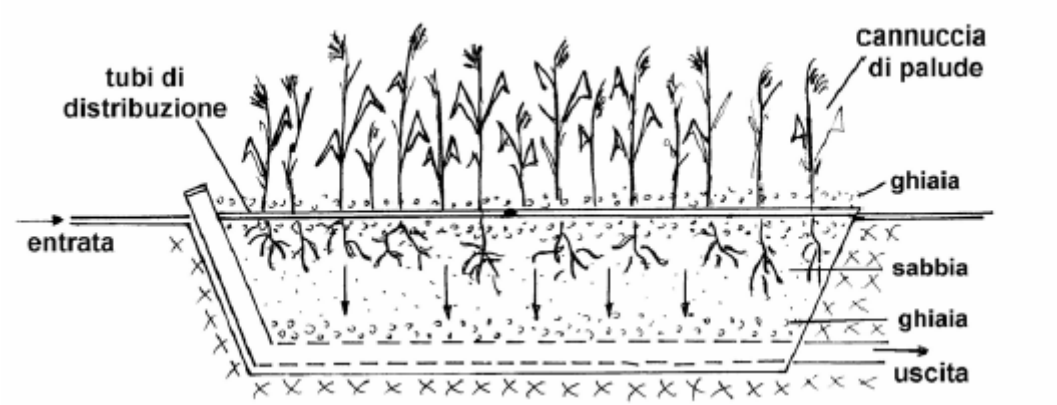


Figura 3

Vantaggi

Questi sistemi, rispetto a quelli a flusso orizzontale presentano:

- Richiesta contenuta di superfici: rispetto ai sistemi a flusso sub-superficiale orizzontale, i sistemi verticali necessitano di una superficie minore per unità di refluo da depurare, in quanto il volume del substrato di riempimento è sviluppato in altezza (0.5-1.0 m^2/ae).
- Semplice gestione: nel trattamento secondario dei reflui la gestione di un impianto di fitodepurazione a flusso verticale è molto semplificata rispetto a un impianto a fanghi attivi. I costi di gestione sono imputabili ai controlli ed alla manutenzione delle necessarie opere elettromeccaniche. L'assenza di fanghi da smaltire determina un notevole sgravio di costi rispetto agli impianti a fanghi attivi.
- Ridotto impatto ambientale: presentano un buon inserimento nel paesaggio con il possibile utilizzo di parecchie specie vegetali (alcune ornamentali e tipiche delle nostre latitudini).
- Assenza di cattivi odori e insetti: assenza di cattivi odori e di insetti molesti, grazie allo scorrimento sommerso del refluo.
- Rese depurative non soggette a variazioni stagionali: la diffusione fisica dell'ossigeno nel substrato determina elevate rese depurative nell'arco dell'anno.
- Buone rimozioni dell'azoto ammoniacale per nitrificazione: l'elevata ossigenazione del substrato consente una buona ossidazione dell'azoto ammoniacale.

Svantaggi

- Manutenzione e controllo: i sistemi di fitodepurazione a flusso verticale presentano esigenze gestionali molto contenute rispetto agli impianti a fanghi attivi. Tra i sistemi di fitodepurazione sono tuttavia quelli che richiedono una maggiore manutenzione (pulizia delle tubazioni e controllo delle parti elettromeccaniche).

I Sistemi SSF (a flusso sommerso) progettati correttamente possono essere molto affidabili. Nei sistemi orizzontali possono però verificarsi problemi di intasamento che causano un corto circuito del flusso e un allagamento della superficie dei letti.

Il problema sopra citato è principalmente dovuto a:

1. Dimensionamento della parte idraulica dell'impianto insufficiente. Questo inconveniente può verificarsi soprattutto se, in fase preventiva viene fatta una stima errata del carico idraulico che dovrà sopportare l'impianto e della sua distribuzione temporale;
2. Insufficiente distribuzione del flusso in ingresso;
3. Scelta inappropriata della dimensione del medium di riempimento all'ingresso e/o nell'intero sistema.

Anche nei sistemi verticali si possono riscontrare, sul lungo periodo, problemi di intasamento. In questo caso tali inconvenienti sono dovuti soprattutto all'erronea scelta del medium di riempimento, della portata idraulica e/o del carico organico distribuito su unità di superficie nell'unità di tempo (superando i 25 g COD/m^2 per giorno si sono rilevati, nelle esperienze tedesche ed austriache, frequenti problemi di intasamento superficiale dovuto alla formazione di una crosta organica che può arrivare a diminuire di tre ordini di grandezza la quantità di ossigeno trasferita 30-40 cm al di sotto della superficie dei letti rispetto a letti non intasati. Tale inconveniente porta inevitabilmente alla diminuzione delle capacità ossidative caratteristiche dei sistemi verticali).

Per quanto riguarda gli aspetti economici, nel grafico esposto nella Figura 4 vengono mostrati i costi unitari di costruzione di un impianto di fitodepurazione a flusso orizzontale (Fh) e a flusso verticale (Fv), per un'ipotesi di oneri di esproprio pari a € 20/m^2.

Nella stima dei costi effettuata non sono state computate le voci relative all'allacciamento fognario, elettrico e allo scarico, gli espropri e le spese tecniche.

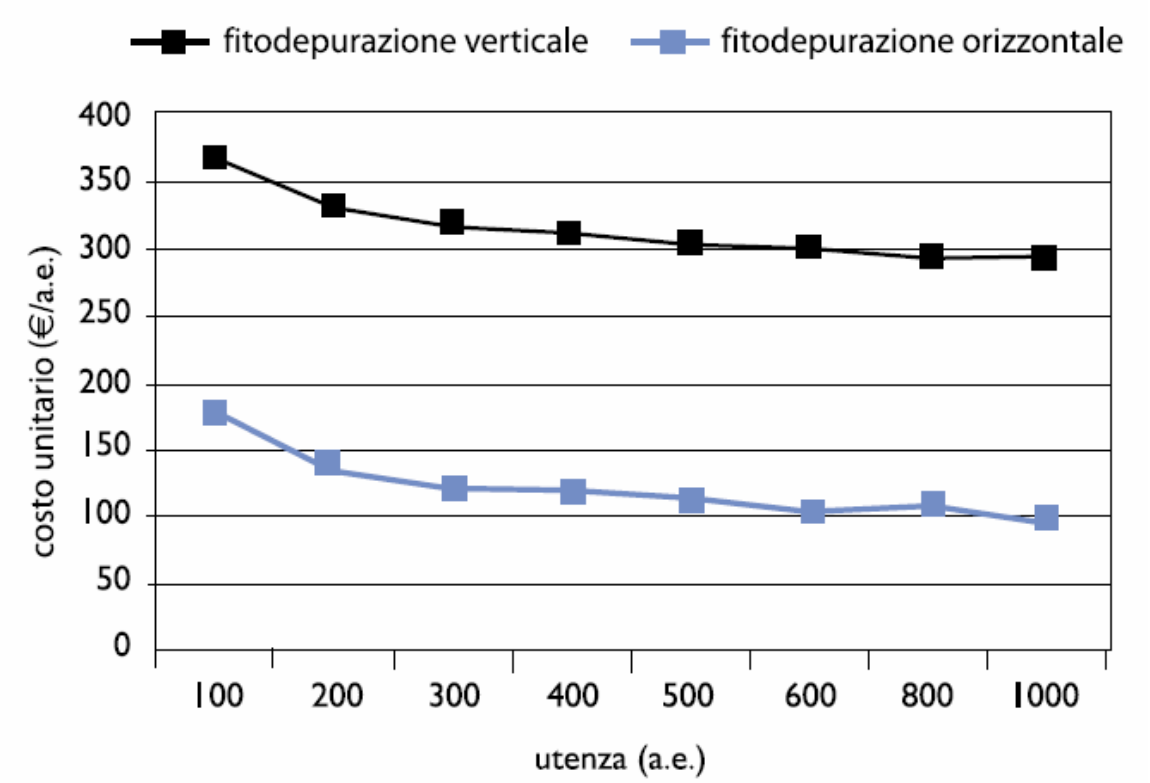


Figura 4

Gli Stati Uniti hanno da sempre preferito orientarsi verso i sistemi a flusso superficiale data la grande disponibilità di spazio. In Europa al contrario la tendenza è quella di usare una combinazione dei due tipi con preferenza però per i sub-superficiali che richiedono minori superfici.

4. APPLICAZIONI

La fitodepurazione rappresenta un metodo semplice di trattamento secondario delle acque di scarico applicabile sia a scarichi di tipo domestico, sia ad alcune tipologie di scarico industriali o produttive, compreso il percolato di discarica e le acque di lavaggio di strade e autostrade. Può inoltre rappresentare un sistema terziario di finissaggio per un'ampia varietà di acque reflue, già precedentemente trattate con metodi differenti.

I trattamenti terziari sono generalmente applicati a reflui, precedentemente depurati con impianti di tipo chimico-fisici e/o impianti ad ossidazione (impianti a fanghi attivi, impianti a biodischi con biomasse adese), le cui caratteristiche non soddisfano i limiti imposti dalla normativa italiana ed europea per quanto riguarda l'abbattimento del fosforo, dell'azoto, di metalli pesanti e di sostanze organiche che hanno tempi di biodegradabilità lenti e necessitano quindi di tempi di ritenzione più lunghi.

Gli impianti di fitodepurazione possono inoltre essere utilizzati per fornire un'azione tampone agli eventuali malfunzionamenti degli impianti tecnologici ovvero come processi che permettano un affinamento della qualità microbiologica e chimica dei reflui.

Secondo un recente censimento, in Europa sono attualmente in funzione circa 5.600 impianti di fitodepurazione, uniformemente distribuiti.

La Germania, l'Austria e il Regno Unito sono le aree dove si registra la maggiore concentrazione di tali soluzioni impiantistiche.

Nei Paesi del Nord Europa (Germania, Austria, Regno Unito, Danimarca, Norvegia), con climi freddi e inverni rigidi, vengono utilizzati principalmente impianti di fitodepurazione a flusso verticale. Nei Paesi dell'Europa mediterranea sono più diffusi gli impianti di fitodepurazione a flusso orizzontale. In Italia alcune fonti riportano la presenza di circa 100 impianti di fitodepurazione con una netta prevalenza di quelli a flusso orizzontale. Altre fonti indicano una presenza maggiore, pari a circa 250 impianti con una notevole presenza di realizzazioni a flusso verticale, prevalentemente nelle regioni del Nord e Centro Italia.

La normativa italiana, sebbene con ritardo rispetto ad altri Paesi, ha riconosciuto, con il D.Lgs. 152/99 (oggi sostituito dal D.Lgs. 152/06), la validità delle tecniche di fitodepurazione in alternativa o in aggiunta agli impianti tradizionali. Con particolare riferimento alle piccole utenze civili, dove oggi si riscontrano i maggiori problemi ancora irrisolti in fatto di depurazione delle acque reflue, la legge prevede l'adozione di un impianto di trattamento "appropriato", ovvero conforme agli obiettivi di qualità ambientali previsti per i corpi idrici recettori. Nonostante tale trattamento possa equivalere, a seconda dei casi, a un primario o a un secondario, il legislatore ritiene "auspicabile il ricorso a tecnologie di depurazione naturale quali il lagunaggio o la fitodepurazione o tecnologie come i filtri percolatori o impianti a fanghi attivi".

Un altro elemento di interesse di questo tipo di impianti è quello che gli stessi non vengano considerati, dalla normativa italiana, impianti di depurazione a tutti gli effetti.

Questo fattore implica che non sia necessario prevedere attorno a questi impianti un'area di salvaguardia di 100 m (come previsto per gli impianti di depurazione tradizionali), permettendo di diminuire ulteriormente gli spazi necessari alla realizzazione di queste strutture. Il vincolo comunque continua a sussistere attorno all'eventuale fossa Imhoff presente a monte dell'impianto.

Le situazioni in cui è consigliabile l'adozione della fitodepurazione vengono esposte nella Tabella 1

Campi di applicazione	Dimensioni dell'utenza (a.e.)	Indicazioni
Depurazione dei reflui di piccole utenze	50-2.000	-
Affinamento dei reflui di utenze maggiori	2.000-25.000	Soluzioni integrate con impianti a fanghi attivi o biomassa adesa
Depurazione per utenze "particolari"	Popolazione fluttuante ≥ 30% popolazione residente	Raggiungimento limiti Tabella 1, Allegato 5, D.Lgs. 152/06

Tabella 1

Rispetto ai sistemi di trattamento tradizionali, gli impianti di fitodepurazione sono in grado di meglio assorbire la variabilità dei carichi idraulici, della temperatura e delle caratteristiche qualitative del refluo in entrata, raggiungendo comunque una discreta efficienza depurativa.

Altra interessante applicazione di questa tecnica è quella di inserire bacini di fitodepurazione come elemento di sicurezza rispetto ai possibili "sversamenti" accidentali di sostanze tossiche direttamente nei corpi idrici recettori (es. fenomeno di "bulking" negli impianti a fanghi attivi determinato da un improvviso deterioramento delle caratteristiche di sedimentabilità del fango che fa sì che questo tracimi copiosamente dall'impianto provocando danni ingenti nel corpo idrico nel quale si riversa).

La differenza gestionale sostanziale di questi sistemi rispetto alle tecnologie tradizionali quali ossidazione prolungata, fanghi attivi o biodischi, è rappresentata principalmente dal fatto che nella fitodepurazione non è possibile "spegnere" il processo depurativo; ragione per cui l'impianto funziona anche in situazioni accidentalmente sfavorevoli quali assenza di energia o sovraccarico idraulico ed organico che, al contrario, inficerebbero l'efficienza dei processi tradizionali.

5. MECCANISMI DI RIMOZIONE DEGLI INQUINANTI

Le acque inquinate sono tali perché contengono un eccesso di alcune sostanze, oppure si trovano in uno stato per cui il loro naturale equilibrio biologico e chimico-fisico risulta alterato, generando condizioni sfavorevoli (tossicità, patogenicità, odori sgradevoli) all'uomo e agli altri esseri viventi. I sistemi umidi ricostruiti, o "constructed wetlands", sono capaci di rimuovere la maggior parte degli inquinanti, compresi i metalli pesanti ed altri inquinanti tossici. La depurazione delle acque inquinate ha lo scopo di rimuovere le sostanze solide, sia sospese che disciolte, le sostanze chimiche sgradevoli

o nocive, eliminare o rendere inattivi i microrganismi patogeni e stabilizzare la sostanza organica.

Nella rimozione degli inquinanti intervengono tutti i meccanismi che rientrano nella capacità autodepurativa tipica degli ambienti acquatici: gli inquinanti infatti vengono rimossi, trasformati o stoccati attraverso una combinazione di processi fisici, chimici e biologici.

I sistemi acquatici forniscono tutta una serie nicchie e microambienti che giocano un ruolo importante nei processi sopra citati.

L'efficienza di tutti questi processi varierà ovviamente con il tempo di permanenza del refluo all'interno dell'"impianto". Lunghi tempi di permanenza hanno benefici effetti sulla rimozione degli inquinanti, ma tempi troppo allungati potrebbero variare il potenziale redox dei sedimenti, facendo in modo che i nutrienti e gli inquinanti ritornino nella colonna d'acqua. È difficile indicare un tempo di permanenza ottimale "standard" per qualsiasi tipo di impianto, in quanto questo varierà a seconda delle caratteristiche del refluo da trattare e dell'impianto stesso.

In realtà negli impianti di fitodepurazione gli inquinanti vengono rimossi attraverso processi fisici, chimici e biologici come filtrazione, adsorbimento, assimilazione da parte degli organismi vegetali, degradazione batterica ed antibiosi, oltre ad un certo numero di altri processi meno efficaci.

Il refluo viene depurato da una pluralità di meccanismi di tipo fisico, chimico - fisico e biologico in cui la parte predominante spetta alla flora microbica. Le piante svolgono un ruolo importante in quanto trasferiscono ossigeno dalle parti aeree a quelle sommerse: la penetrazione delle radici all'interno del substrato permette la creazione di microhabitat aerobici in ambiente anaerobico, che favoriscono lo sviluppo di una ricca e varia flora batterica, che esplica la vera azione degradativa. Con l'ampio apparato radicale di cui sono dotate esse consentono di mantenere costante la permeabilità idraulica del terreno, mentre la loro capacità di rimuovere i nutrienti per assimilazione diretta è da ritenersi minima.

5.1 PROCESSI BIOLOGICI

I principali processi biologici coinvolti nella depurazione sono:

- *Fotosintesi:* processo attuato da alghe e piante che apporta carbonio e ossigeno utili nei processi di nitrificazione; le parti aeree delle piante trasferiscono ossigeno alle radici e quindi alla rizosfera;
- *Respirazione:* l'ossidazione del carbonio organico è a carico degli organismi eterotrofi e porta alla formazione di biossido di carbonio e acqua;
- *Fermentazione:* è la decomposizione della sostanza organica in assenza di ossigeno attuata da alcune specie di microrganismi che produce composti come metano, ammoniaca, acido solfidrico, alcoli e acidi grassi volatili;
- *Nitrificazione/Denitrificazione:* è un processo mediato da microrganismi che descrive il passaggio dell'azoto ammoniacale al massimo stato ossidato (come azoto nitrico) e quindi la rimozione per gassificazione con il successivo passaggio dei nitrati ad azoto elementare N_2;
- *Rimozione del fosforo* a carico del biofilm e/o delle macrofite;

Le piante assumono i nutrienti e gli inquinanti disciolti dall'acqua per poi utilizzarli per la creazione di nuova biomassa. I nutrienti e gli inquinanti vengono poi trasferiti dal corpo della pianta agli organi di stoccaggio sotterranei, per poi passare al sedimento attraverso l'accrescimento della lettiera quando la pianta muore. I microrganismi, inclusi batteri e funghi, rimuovono la materia organica decomponendola in molecole più semplici utilizzando ossigeno. Alcuni composti azotati vengono trasformati dall'attività microbica in altre molecole (nitrificazione - denitrificazione) e dispersi nell'atmosfera attraverso un processo di massificazione. Molti dei microrganismi che si riscontrano nelle aree umide sono gli stessi che si ritrovano nei sistemi tradizionali di trattamento delle acque.

5.2 PROCESSI CHIMICI

Le reazioni chimiche che avvengono tra determinate sostanze, in special modo i metalli pesanti, possono portare alla loro precipitazione come componenti insolubili. L'esposizione alla luce e ai gas atmosferici possono invece rompere le molecole organiche dei pesticidi o uccidere organismi patogeni.

Certi componenti organici che entrano nell'area umida si disperdono direttamente nell'atmosfera per volatilizzazione. Questo effetto è molto importante negli impianti di fitodepurazione a flusso superficiale. I meccanismi di ossido-riduzione (il cui potenziale di riduzione determina la solubilità o l'insolubilità dei nutrienti e dei metalli) che avvengono nell'acqua e nei sedimenti risentono della concentrazione di ossigeno.

Il pH dell'acqua e dei sedimenti esercita una forte influenza sulla direzione di molte reazioni, incluse le trasformazioni biologiche, e sulla separazione delle forme ionizzate e non-ionizzate di acidi e basi, scambio cationico, solubilità di gas e parti solide.

5.3 PROCESSI FISICI

Tra i processi fisici che gli impianti a fitodepurazione sfruttano, si possono annoverare la filtrazione meccanica e la deposizione di sostanze per sedimentazione, dal momento che la velocità dell'acqua è sufficientemente bassa da permettere ai solidi sospesi, spesso associati a nutrienti ed altri inquinanti, di depositarsi.

Di seguito si riporta la descrizione dei principali inquinanti messi in correlazione con i meccanismi di rimozione in un impianto di fitodepurazione tradizionale (Tabella 2).

INQUINANTI	MECCANISMI DI RIMOZIONE
Materia organica (misurata come BOD)	*Degradazione batterica aerobica e anaerobica*
microinquinanti organici (es. pesticidi, tricloroetano, cloroformio, PCB, ecc)	*Adsorbimento* *sedimentazione* *volatilizzazione* *evaporazione* *fotosintesi* *degradazione biotica / abiotica*
Solidi sospesi	*Sedimentazione* *Filtrazione*
Azoto	*Ammonificazione / nitrificazione / denitrificazione* *Assorbimento radicale* *Adsorbimento (assorbimento nel substrato)*
Fosforo	*Adsorbimento,* *assorbimento radicale* *Precipitazione*
Microrganismi patogeni	*Sedimentazione* *filtrazione* *predazione* *degradazione con UV* *adsorbimento,* *morte naturale* *azione degli antibiotici emessi dalle radici*
Metalli pesanti	*Adsorbimento* *Complessazione* *Precipitazione* *Assorbimento radicale* *Ossido – riduzione batterica*

Tabella 2

Il **materiale particolato** rappresenta una componente significativa (circa il 25-30%) del carico inquinante presente nel refluo. La sua rimozione deve avvenire soprattutto nel pretrattamento (fossa settica, vasca di sedimentazione tricamerale, Imhoff, ecc.) per non occludere la porosità del medium di riempimento della vasca di fitodepurazione. Il particellato sospeso che non viene rimosso in questa fase preliminare è separato dalle acque mediante filtrazione e sedimentazione nello strato ghiaioso. La capacità di sedimentazione dell'impianto è relazionata alla velocità di flusso del refluo all'interno del medium ed agisce in modo sinergico al processo di filtrazione da parte del film biologico (pellicola batterica) adeso al materiale di riempimento.

La **sostanza organica** è costituita da sostanze quali carboidrati, grassi, proteine, saponi, detergenti, ecc. che possono trovarsi in forma solida, in sospensione, in soluzione, nel sedimento o parzialmente metabolizzate.

I composti organici disciolti presenti nel refluo subiscono un processo di decomposizione prevalentemente aerobica per opera dei microrganismi (batteri e funghi) adesi alla superficie dei rizomi delle elofite del substrato. L'ossigeno necessario per questi processi proviene sia direttamente dall'atmosfera per diffusione nel liquame sia indirettamente, attraverso il rilascio del gas da parte delle radici delle elofite o dall'attività fotosintetica di microfite e pleustofite.

Nei sistemi a flusso sub-superficiale l'efficienza di rimozione risulta sensibilmente maggiore rispetto alle altre tipologie di impianti di fitodepurazione, grazie alla presenza

di un’elevata area di contatto tra liquame e il film batterico adeso alla superficie del medium. La degradazione anaerobica predomina su quella aerobica quando la quantità di ossigeno viene ad essere limitante, ad esempio in presenza di alti carichi organici o in relazione all’elevata profondità del letto sommerso.

Poiché questo processo è legato all’attività batterica, esso dipende fortemente dalle condizioni climatiche e quindi dalla temperatura del liquame. I sistemi a flusso sub-superficiale risultano essere, sotto questo aspetto, i più stabili in quanto lo strato di ghiaia e la lettiera sovrastante il flusso idrico agiscono da coibentante mantenendo la temperatura interna sempre superiore agli 0 °C, anche quando all’esterno la temperatura dell’aria risulta di molto inferiore.

Nelle acque reflue **l’azoto,** pur potendo essere presente in varie forme chimiche che corrispondono ai diversi stati di ossidazione dell’elemento, compare in percentuale maggiore sotto forma di ammoniaca. I composti azotati derivano dalla demolizione delle proteine presenti nei liquami ad opera della comunità batterica (ammonificazione). L’abbattimento dell’ammoniaca è legato principalmente ad un processo di ossidazione (nitrificazione) dello ione ammonio che avviene nei micrositi aerobici adiacenti alla superficie radicale delle elofite. I composti che si producono, i nitrati, diffondendo verso le zone anaerobiche, subiscono un processo di riduzione (denitrificazione) e vengono trasformati in azoto gassoso, che si libera nell’atmosfera.

Tutti i processi descritti si realizzano ad opera di alcune specie di batteri che utilizzano i composti azotati come fonte di energia (es. *nitrosomonas, nitrobacter*).

Nei sistemi a flusso sommerso verticale l’ambiente risulta essere prevalentemente aerobio a causa dell’alimentazione discontinua che provoca un richiamo di aria dall’esterno al mezzo: qui prevarranno i processi di nitrificazione. Nei sistemi a flusso sommerso orizzontale invece il medium è sempre saturo di acqua e quindi anaerobico tranne che nelle microzone ossidate aderenti alle radici delle elofite. Oltre che per nitrificazione e denitrificazione la rimozione dell’azoto avviene ad opera di processi secondari quali la volatilizzazione dell’ammoniaca, l’assorbimento da parte delle piante e l’adsorbimento da parte del substrato. La liberazione dello ione ammonio sotto forma di gas (volatilizzazione) avviene a valori di pH superiori a 8 e l’entità del processo dipende da quanto azoto ammoniacale riesce a raggiungere la superficie dell’acqua.

L’assunzione dell’azoto da parte delle piante avviene per assorbimento tramite l’apparato radicale mentre l’ammoniaca viene utilizzata nei processi metabolici di costruzione delle sostanze proteiche: l’entità di questo processo è comunque limitata. Il substrato, in virtù della sua capacità di scambio, può adsorbire ioni ammonio: si ritiene tuttavia che il processo sia rapidamente reversibile quando la nitrificazione fa diminuire la concentrazione degli ioni ammonio nella soluzione acquosa.

Il **fosforo** può essere presente nei liquami sotto forma di ortofosfato, di polifosfato oppure in forma organica, soprattutto negli scarichi industriali. L’ossidazione batterica converte in ortofosfato tutte le forme di fosforo presenti. La rimozione dell’ortofosfato avviene principalmente attraverso fenomeni di adsorbimento da parte del substrato in presenza di composti inorganici di ferro e alluminio, e da parte del calcio e dei minerali presenti nell’argilla.

Visto il ruolo importante svolto dal substrato sono soprattutto la qualità e la pezzatura del materiale di riempimento che possono favorire una maggiore rimozione di fosforo. Per tale motivo la tipologia tedesca dei flussi sommersi verticali utilizza la sabbia come substrato per il filtro in cui naturalmente sono presenti tracce di ferro che permettono la precipitazione dei fosfati. Secondo alcuni autori, oltre che con questi meccanismi la rimozione del fosforo avviene anche tramite la complessazione e la precipitazione (Figura 5).

Come per l'azoto l'assunzione del fosforo da parte delle piante risulta generalmente piuttosto limitata e può essere significativa solo in sistemi progettati con un basso tasso di carico per superficie.

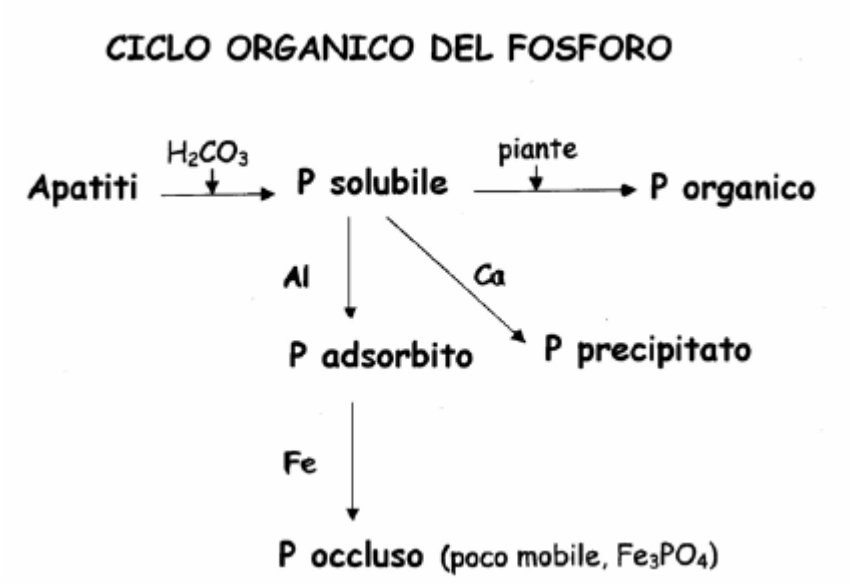


Figura 5

I **metalli pesanti** possono essere presenti in concentrazioni significative negli scarichi industriali, ma elevate concentrazioni di rame, nichel, zinco, piombo e cadmio si possono ritrovare anche nei reflui domestici ed urbani. Tutti i microrganismi richiedono, per il loro normale metabolismo cellulare, la presenza, in concentrazioni molto basse, di alcuni metalli quali ad esempio potassio, magnesio, manganese, calcio, ferro, rame, zinco e molibdeno. Tuttavia, elevate concentrazioni di tali metalli risultano senz'altro tossiche per batteri e funghi.

La rimozione dei metalli è legata a processi di sedimentazione, filtrazione, precipitazione chimico-fisica, adsorbimento sulla parete cellulare dei batteri, nonché a reazioni biologiche, in particolare ossidazioni, operate dalla biomassa adesa sui rizomi e sul medium di riempimento.

I sistemi di pretrattamento e quelli di depurazione tradizionali delle acque reflue urbane e domestiche hanno un'efficienza inadeguata alla rimozione di questi elementi. La fitodepurazione, in particolare quella sub-superficiale, ha invece una buona capacità di sequestro dei metalli. Si pensi che in un impianto a Santee in California, rame, zinco e cadmio sono stati rimossi con un'efficienza rispettivamente del 99, 97% e del 99%, con un tempo di ritenzione idraulico di 5,5 giorni.

Nei sistemi a macrofite natanti si è segnalata la capacità del giacinto d'acqua (*Eichornia crassipes*) di assimilazione e bioaccumulo con valori variabili dal 18% per

l’arsenico al 68% per il rame. Le piante possono assorbire una certa quantità di metalli, ma la loro assunzione si accompagna a danni strutturali del tessuto. Il substrato, invece, trattiene i metalli in funzione della sua capacità di scambio cationica.

Di recente applicazione è la phytoremediation o fitodecontaminazione che prevede l’adozione di particolari specie di piante, utilizzate come bioaccumulatori, per risanare aree industriali dismesse, ex discariche o terreni contaminati da metalli pesanti o radionuclidi.

Le strategie impiegate nel biorecupero sono: rizofiltrazione, fitoestrazione, fitostabilizzazione, fitodegradazione. Alcune specie utilizzate sono: Medicago sativa (Cd, Ni, Cu, Cr, Pb, Zn), Silene vulgaris e Brassica juncea (Zn, Cd), Populus spp (Cd, arsenico, tricloroetilene), Helianthus annus (radioattività).

Le piante “esauste” a fine ciclo vengono disidratate e trattate come rifiuto speciale: da esse è possibile riestrarre i metalli accumulati e utilizzarli come materia prima industriale.

Gli scarichi industriali ed urbani contengono in quantità variabile diversi **microinquinanti organici** provenienti da composti di sintesi (benzene, tricloroetano, PCP-pentaclorofenolo, cloroformio, ecc) che normalmente resistono alla depurazione nei sistemi tradizionali di trattamento e persistono nell’ambiente per lunghi periodi, accumulandosi nelle catene alimentari degli ecosistemi, in particolare nei predatori e nei superpredatori.

I sistemi naturali hanno una notevole capacità di rimozione di questi composti, soprattutto attraverso processi di degradazione biologica, anche se i processi chimico-fisici di adsorbimento, sedimentazione ed evaporazione e i processi chimici o fotochimici possono avere una rilevanza significativa.

Se nei sistemi di trattamento ipertecnologici si utilizzano particolari colonie batteriche in grado di degradare specifiche catene organiche stabili, nella fitodepurazione, dove la popolazione microbica risulta ecologicamente molto più complessa, si arriva, per via molto più naturale, ad un buon trattamento anche di composti molto stabili come il catrame. I sistemi a flusso sub-superficiale hanno evidenziato una rimozione pari al 99% di composti organici, dal PCP(pentaclorofenolo) al cloroformio. Anche i sistemi progettati per funzionare con il giacinto d’acqua possono risultare altrettanto efficienti.

La rimozione dei **microrganismi patogeni** risulta particolarmente efficace con la fitodepurazione, fornendo valori di abbattimento del 99%. Il passaggio del liquame attraverso micrositi aerobici alternati a quelli anaerobici presenti nella rizosfera comporta uno stress per i microrganismi non metabolicamente adattati a tenori diversi di ossigeno e quindi porta ad una loro elevata mortalità. A questo si devono aggiungere i processi fisici di filtrazione e sedimentazione che avvengono durante il passaggio attraverso il substrato, la predazione da parte di nematodi e protozoi e la mortalità naturale dei microrganismi in questione. Il tasso di rimozione sembra essere legato con proporzione diretta non solo al tempo di permanenza, che deve essere almeno superiore a 1 o 2 giorni, (ma mai superiore ai 6 giorni), ma anche alle condizioni di umidità relativa dell’aria, con una maggiore efficienza di rimozione in ambiente secco.

6. SPECIE VEGETALI

Le specie vegetali utilizzate in fitodepurazione sono piante acquatiche superiori e/o alghe (macrofite e microfite), che vivono normalmente nelle zone umide naturali (laghi, stagni, paludi, ecc.).

In un lago è possibile individuare in relazione alla profondità dell'acqua tre zone (Figura 6):

- Litorale
- Zona pelagica (zona eufotica - inondata dalla luce solare - caratterizzata da organismi che fluttuano passivamente, come il plancton).
- Zona bentonica (zona afotica, priva di luce, che corrisponde al fondo del lago ed è popolata solo da specie animali appartenenti al macrobenthos).

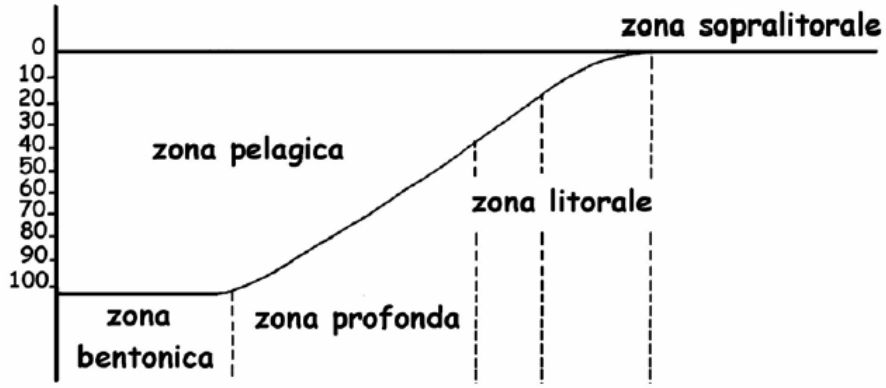


Figura 6

In un ecosistema lacustre le piante acquatiche tendono ad occupare diverse nicchie ecologiche a seconda della profondità dell'acqua. Nella zona litorale (Figura 7) troveremo quindi a partire dall'esterno:

macrofite emergenti o elofite (cariceto, fragmiteto, tifeto, giuncaia), radicate al fondo con fusto e foglie totalmente emergenti;

idrofite sommerse (potameto e careto), radicate al fondo sommerso e presenti solo all'interno della massa d'acqua;

idrofite flottanti o pleustofite (lemneto e nufareto), liberamente natanti sul pelo dell'acqua o radicate al fondo ma con le foglie in emersione.

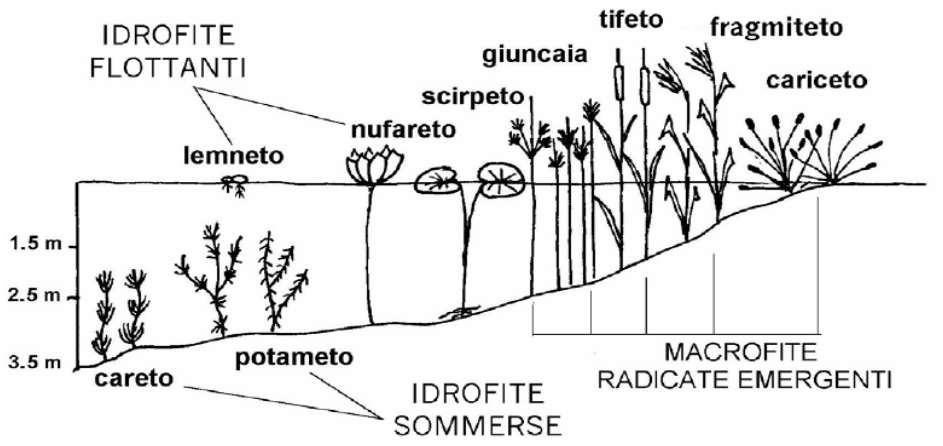


Figura 7

Nella zona pelagica vivranno specie fitoplanctoniche come le microfite o microalghe. Queste sono organismi unicellulari caratterizzati da un breve tempo di vita e da una rapida crescita. Le stesse possono formare colonie molto estese sulla superficie dell'acqua ed hanno una notevole capacità di assimilare nutrienti dalla massa idrica. Esigono però condizioni di temperatura elevata e costante per garantire una buona efficienza depurativa durante l'intero arco dell'anno. Le microalghe che sono coinvolte nella fitodepurazione appartengono alla famiglia delle Cloroficee (o alghe verdi) come Chlorella, Scenedesmus e Coelastrum, alle Cianoficee (o alghe azzurre) come Spirulina, ed alle Diatomee (o alghe silicee) come Dunaliella.

Nella Tabella 3 vengono riportati i nomi (scientifici e comuni) delle piante maggiormente utilizzate nei processi di fitodepurazione

Nome scientifico	Nome comune
Phragmites australis	Cannuccia di palude
Typha latifolia	Mazza sorda
Juncus effusus	Giunco comune
Schoenoplectus lacustris	Lisca lacustre o giunco da stuoie
Carex elata	Carice spondicola
Trapa natans	Castagna d'acqua
Lemna spp, *Spirodela* sp , *ecc.*	Lenticchie d'acqua
Nymphea alba	Ninfea comune
Nuphar lutea	Ninfea gialla
Potamogeton crispus	Lattuga ranina

Tabella 3 - Nomi scientifici e comuni delle più comuni piante acquatiche.

6.1 LA FUNZIONE DELLA VEGETAZIONE

Negli impianti di fitodepurazione le piante hanno un ruolo attivo ai fini della depurazione e non puramente estetico.

Il trattamento delle acque si basa infatti sulla crescita cooperativa delle macrofite e dei microrganismi ad esse associati, che svolgono una buona parte del processo di degradazione della materia organica.

Le piante acquatiche rimuovono parte delle sostanze indesiderate attraverso l'assimilazione diretta nei tessuti e forniscono superficie e ambiente idoneo ai microrganismi che trasformano gli inquinanti e ne riducono la concentrazione. Nell'ambiente acquatico naturale lo sviluppo eccessivo di formazioni vegetali, soprattutto se monospecifiche, è indice di una elevata condizione trofica (eutrofizzazione) generata da fenomeni di inquinamento soprattutto organico e da nutrienti (composti azotati e fosfati).

Ciò che risulta essere uno stato di degrado dell'ecosistema si rivela per gli organismi vegetali una situazione vantaggiosa, che incentiva la crescita e la proliferazione di alghe e piante acquatiche (esattamente come le mucillagini nel Mar Adriatico). Queste si comportano da filtri biologici, rimuovendo le sostanze inquinanti dall'acqua e contemporaneamente rifornendola di ossigeno.

Alcune elofite come Phragmites e Typha , mediando il trasferimento di ossigeno dalle parti aeree alla rizosfera attraverso la perdita di ossigeno dalle radici stesse, incrementano la degradazione aerobica delle sostanze organiche e la nitrificazione.

Particolarmente utilizzata negli impianti di fitodepurazione è la Phragmites Australis che non solo funziona come pompa di ossigeno, ma è anche in grado di costruire intorno ai suoi fusti un microecosistema molto efficiente in grado di eliminare gli elementi estranei (ad esempio microrganismi patogeni).

Le piante acquatiche hanno la caratteristica di possedere un tessuto spugnoso, il parenchima aerifero, particolarmente sviluppato nei fusti e nelle radici caratterizzato da grandi spazi intercellulari pieni d'aria.

Le radici delle piante acquatiche sono infatti normalmente immerse nei sedimenti, cioè in un ambiente poverissimo di ossigeno che impedisce loro di respirare per procurarsi l'energia necessaria all'assorbimento degli ioni. La pianta quindi per sopravvivere trasporta l'ossigeno dagli organi aerei (fusto e foglie) attraverso la rete di canali del parenchima aerifero (Figura 8).

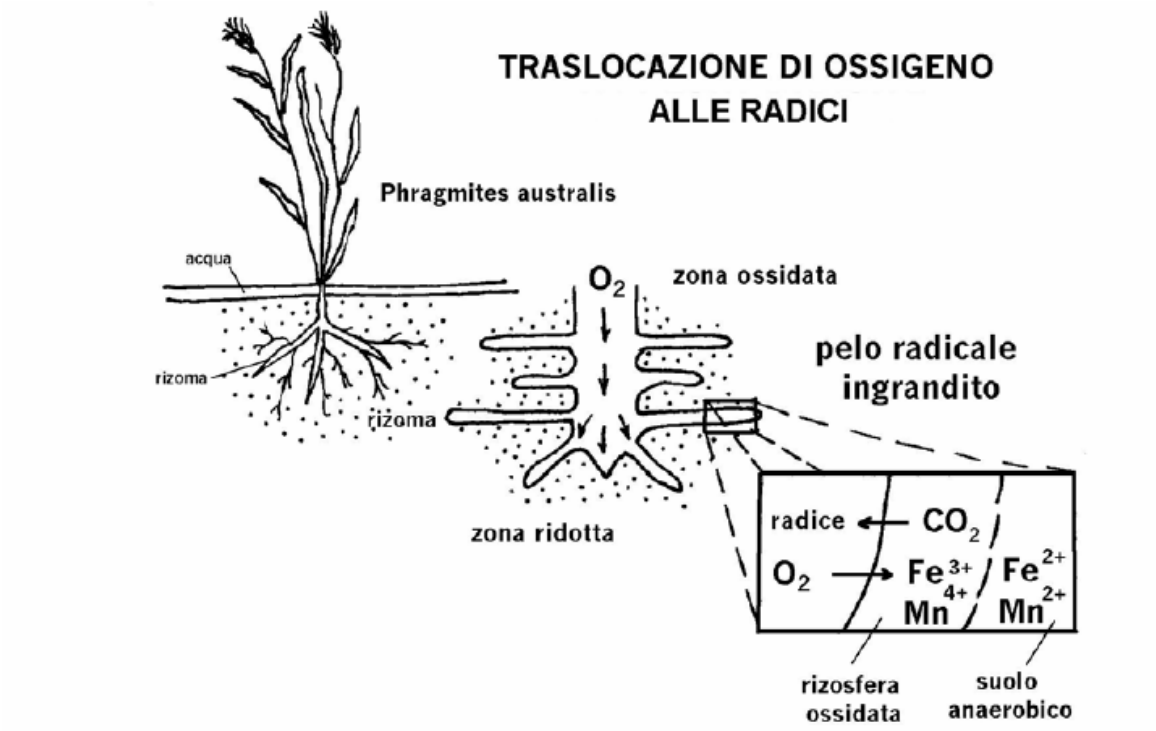


Figura 8

Il trasferimento di ossigeno all'interno della pianta avviene per diffusione passiva secondo il gradiente di concentrazione del gas negli spazi interni (Figura 8) e per flusso convettivo guidato dal gradiente di pressione che si genera per i diversi processi fisici presenti.

Diversi autori indicano come cause del gradiente di pressione le differenze di temperatura e di tensione di vapore dell'acqua attraverso i setti porosi dei tessuti vegetali, oppure l'effetto Venturi-indotto (Figura 9) che si genera dal gradiente della velocità del vento attorno alla pianta.

L'effetto Venturi-indotto consente il passaggio di ossigeno nelle piante danneggiate o morte anche durante l'inverno e di notte, perché non dipende dalla temperatura esterna e dalla vitalità della pianta. Sulla quantità di ossigeno trasferito alle radici non

esistono valori uniformi in letteratura, probabilmente a causa delle differenti condizioni sotto le quali sono stati condotti gli esperimenti. In letteratura è segnalato un rilascio di ossigeno da parte delle radici di Phragmites australis che oscilla da 0,02 g/m^2/d a valori tra 5 e 45 g/m^2/d, variabili secondo la densità delle piante, la richiesta di ossigeno da parte del suolo saturo e le caratteristiche di permeabilità delle radici.

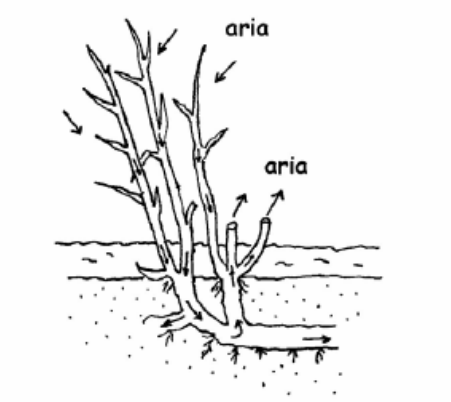


Figura 9

Le funzioni più importanti che le macrofite svolgono nella depurazione sono legate agli effetti fisici di trasferimento dell'ossigeno (Figura 10). Sviluppando un apparato radicale fitto e intrecciato, esse stabilizzano la superficie del substrato garantendo delle buone condizioni per i fenomeni di filtrazione fisica prevenendo così l'intasamento del medium. Inoltre forniscono un'ampia superficie e un ambiente ideale per la crescita microbica; mediano il trasferimento di ossigeno negli spazi in prossimità delle radici, accelerando i processi di degradazione aerobica delle sostanze organiche e di nitrificazione; assorbono nutrienti; detossificano composti organici tossici e possono essere utilizzate per accumulare metalli pesanti. La lettiera che si deposita sulla superficie del substrato durante il periodo invernale, Infine, isola dal gelo il refluo, consentendo alla popolazione batterica di continuare la sua attività.

Giunto alle radici, l'ossigeno che non viene utilizzato dal metabolismo della pianta va ad ossidare i composti organici presenti nelle vicinanze delle stesse, oppure viene usato dai batteri presenti nella rizosfera.

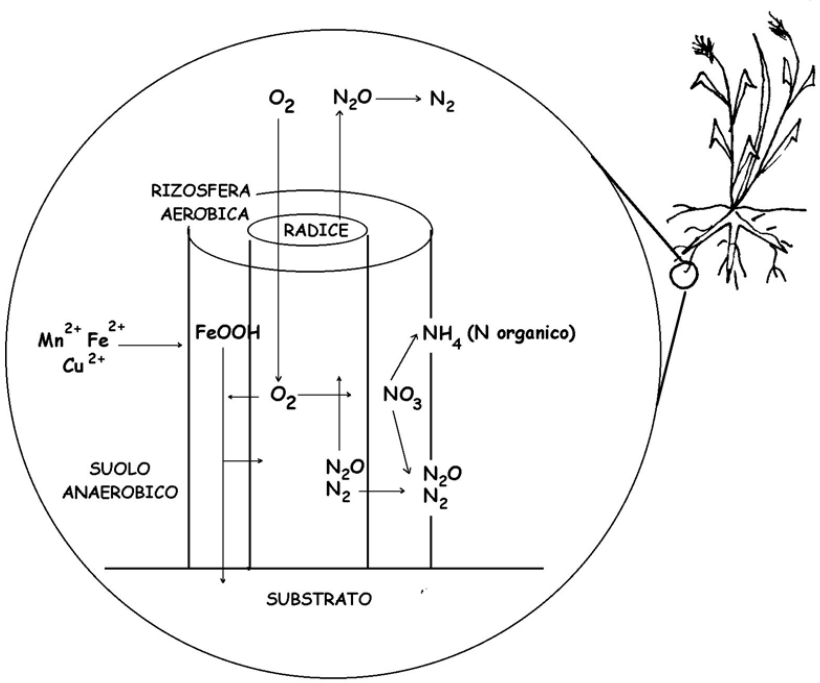


Figura 10

Il tipo e l'estensione dello sviluppo radicale sono parametri importanti perché influenzano da un lato la profondità a cui può essere trasferito l'ossigeno e dall'altro la quantità di superficie di contatto tra acque reflue e rizosfera.

Per la Phragmites australis il processo di trasferimento dell'ossigeno risulta particolarmente efficiente perché i rizomi di questa macrofite penetrano in profondità, mediamente attorno ai 70 – 80 cm.

6.2 SCELTA DELLA VEGETAZIONE

La scelta delle piante da utilizzare (macrofite galleggianti, sommerse ed emergenti) deve essere effettuata tenendo conto dell'efficacia depurativa delle differenti specie, della loro ecologia, della compatibilità con l'ambiente e della loro disponibilità sul territorio. Inoltre il tipo e l'estensione dello sviluppo radicale sono parametri importanti da tenere in considerazione in fase progettuale perché influenzano da un lato il trasferimento d'ossigeno e dall'altro la superficie di contatto tra il refluo e la rizosfera. Nei sistemi a flusso superficiale la scelta delle piante si baserà sull'altezza dell'acqua mentre su quelli a flusso sub - superficiale sulla penetrazione radicale.

Le piante più studiate per la depurazione dei reflui sono per lo più quelle largamente diffuse all'interno dei sistemi umidi adiacenti ai luoghi di realizzazione degli impianti. Esse sono adatte a crescere in un suolo saturo di acqua, o direttamente a contatto con l'acqua stessa e tendono a popolare abbondantemente tali sistemi.

Le tabelle sottostanti (Tabella 4 e Tabella 5) riportano il nome scientifico delle specie di macrofite che vengono maggiormente utilizzate nella fitodepurazione, oltre ad altre specie che potrebbero essere comunque impiegate in questo tipo di processi.

Le specie vengono inoltre classificate in base alla loro famiglia di appartenenza (Macrofite emergenti, Macrofite flottanti, Macrofite sommerse).

La sottolineatura del nome indica che la pianta in esame è esotica. L'asterisco davanti al nome del macrofite indica invece che sono piante oligotrofe.

	Macrofite emergenti	**Macrofite flottanti**	**Macrofite sommerse**
PRINCIPALI SPECIE UTILIZZATE	*Carex elata* *Phragmites australis* *Typha latifolia*	*Eichhornia crassipes* *Lemna spp.(minor, major, trisulca, ecc.)* *Nymphaea alba* *Nuphar lutea*	*Elodea canadensis* *Potamogeton spp.*
ALTRE SPECIE UTILIZZABILI	*Alisma plantago-aquatica* *Bolboschoenus maritimus* *Caltha palustris* *Cladium mariscus* *Cyperus spp.* *Glyceria maxima* *Holoschoenus spp.* *Iris pseudacorus* *Juncus effusus* *Sagittaria spp.* *Scirpus spp.* *Schoenoplectus lacustris* *Sparganium erectum* *Typhoides arundinacea*	*Hydrocharis morsus ranae* *Salvinia natans* *Spirodela polirrhiza* *Trapa natans* *Wolffia arrhiza*	*Ceratophyllum demersum* *Ceratophyllum submersum* *Myriophyllum spicatum* *Myriophyllum. verticillatum*

Tabella 4 - Principali specie di macrofite utilizzate nella fitodepurazione

	Macrofite emergenti	**Macrofite flottanti**	**Macrofite sommerse**
SPECIE ACCESSORIE (utilizzabili con valenza "ecologica" per la ricostruzione dell'ambiente umido)	*Berula erecta* *Butomus umbellatus* *Carex spp. (flava, fusca, ecc)* *Eleocharis* spp. *Hottonia palustris* *Mentha aquatica* *Menyanthes trifoliata* *Nasturtium officinale* *Oenanthe aquatica* *Juncus conglomeratus* *Rhynchospora alba. ** *Rhynchospora fusca.** *Typha angustifolia* *Triglochin palustre**	*Hydrocotyle vulgaris* *Nimphoides peltata* *Polygonum amphibium* *Sparganium minimum** *Sparganium. angustifolium**	*Apium nodiflorum ** *Berula erecta ** *Najas marina* *Ranunculus aquatilis* *Ranunculus tricophyillus* *Vallisneria spiralis **

Tabella 5 - Principali specie di macrofite accessorie utilizzabili in fitodepurazione

Nella Tabella 6 viene invece riportata la profondità dell'acqua tollerata dalle principali macrofite in ambiente naturale, il range di profondità ottimale per le varie macrofite e la misura di penetrazione delle radici nel substrato degli impianti di fitodepurazione per alcune piante acquatiche

Pianta acquatica	Profondità acqua	range ottimale	Penetrazione radici
Phragmites australis	1 m	5-15 cm	70 cm
Typha latifolia	1 m	15-60 cm	30 - 40 cm
Schoenoplectus lacustris	1-1.5 m	-	76 cm
Juncus effusus	1-1.5 m	5-15 cm	60 - 90 cm
Sparganium spp	-	60-120 cm	-
Scirpus acutus	-	60-200 cm	-
Carex elata	50 cm	-	60 cm

Tabella 6 - Profondità dell'acqua tollerata, range ottimale e penetrazione delle radici nel substrato degli impianti

È importante notare che le macrofite hanno una serie di proprietà intrinseche che le rendono una componente essenziale in relazione al trattamento delle acque di scarico:

- stabilizzano la superficie dei letti;
- forniscono buone condizioni per la filtrazione fisica;
- influenzano la conduttività idraulica del medium di riempimento;
- prevengono fenomeni di intasamento nei sistemi a flusso verticale;
- creano un sistema isolante contro il gelo delle stagioni invernali;
- forniscono un'enorme area superficiale come substrato per la crescita batterica.

6.3 PROPAGAZIONE DELLA VEGETAZIONE

Le piante presenti in un sistema di fitodepurazione possono provenire da aree umide dove crescono in modo spontaneo, oppure essere acquistate presso un vivaista. In generale il prelievo dovrebbe essere effettuato da zone naturali con caratteristiche ambientali simili alle aree di destinazione, così da utilizzare piante già adattate alle particolari condizioni ambientali che interessano, ovviamente nel rispetto della L.R. 2/77 di salvaguardia della flora regionale. Nel caso specifico delle macrofite radicate come la Phragmites, la tecnica d'impianto principale prevede l'interramento di una sezione di rizoma, con o senza l'apparato aereo, della lunghezza di circa 15-20 cm in modo che comprenda almeno un internodo e due nodi integri.

I pezzi di rizoma vanno interrati ad una profondità di circa 20 cm, alla distanza di 25-30 cm uno dall'altro. Nel caso della Carex elata, che presenta una crescita cespitosa, si provvede a dividere il cespo in più parti, avendo cura di lasciare in ogni porzione un'adeguata quantità di radici.

La densità della messa a dimora è compresa tra 4-5 piante per m^2. In genere vengono interrati rizomi in numero leggermente superiore al necessario, in modo da supplire un eventuale non attecchimento di parte delle piante messe a dimora. Successivamente il letto va inondato per stimolare la crescita dei germogli ed evitare la propagazione di specie infestanti non acquatiche. Il migliore periodo per l'impianto è l'inizio della primavera (marzo-aprile); le gemme presenti sui rizomi possono così

germogliare subito, evitando di andare incontro a marciumi o gelate riscontrabili nel caso in cui l'interramento avvenga in autunno.

La pianta impiega circa 3 anni per arrivare allo sviluppo completo e a raggiungere la massima profondità con l'apparato. Una maggiore crescita delle radici può essere favorita da un regime idraulico con alternanza di secco/umido.

Lo sviluppo di rizomi orizzontali consente la totale copertura dell'impianto di fitodepurazione già tra il secondo e il terzo anno vegetativo, sempre che il substrato venga periodicamente ripulito dalle erbacce e il carico idraulico sia attentamente controllato.

6.4 GESTIONE DELLA VEGETAZIONE

Una volta cresciute, le macrofite radicate sono più resistenti ad eventuali periodi siccitosi rispetto alle altre piante considerate.

Il problema maggiore è rappresentato dalla presenza di malerbe che competono con le macrofite per le risorse nutritive: la più frequente è l'ortica (Urtica dioica), ma possono insediarsi anche diverse specie di graminacee, come il Vilucchio comune (Convolvolus arvensis), che è noto anche in agricoltura per essere una pericolosa pianta infestante a causa della sua propagazione stolonifera.

Per tale motivo si rende necessario provvedere all'eliminazione manuale delle erbacce cresciute all'interno dell'impianto, operazione che andrebbe effettuata almeno ogni 6 mesi nei primi 3 anni e successivamente solo in caso di bisogno. Anche il perimetro dell'impianto deve essere mantenuto libero da erbe o alberi.

7. PROGETTAZIONE

7.1 GUIDA ALLA PROGETTAZIONE

I trattamenti di fitodepurazione sono sistemi progettati per simulare una zona umida naturale allo scopo di depurare le acque reflue. Sono sostanzialmente sistemi di tipo biologico in cui avvengono complesse interazioni chimiche e microbiologiche. Le soluzioni impiantistiche che possono essere adottate per il trattamento secondario e/o terziario di acque inquinate dipendono sostanzialmente dai seguenti fattori:

- natura dei reflui da trattare in termini chimici e fisici
- obiettivi di depurazione prescelti
- disponibilità di spazio
- inserimento ambientale

Sebbene gli impianti di fitodepurazione siano semplici da progettare da un punto di vista “ingegneristico”, gli stessi sono ecosistemi complessi se considerati da un punto di vista ecologico. Il progettista dovrà quindi possedere una certa familiarità sia con nozioni di ingegneria idraulica che con i processi fisici, chimici, biologici e con le interazioni ecologiche tipiche di questi ambienti.

Step importante, prima ancora del progetto preliminare, è la definizione degli obiettivi che si vuole perseguire con la realizzazione di un impianto di fitodepurazione.

Obiettivo principale è quello di definire parametri qualitativi per la qualità dell’acqua (vedere Tabella 7). Per il trattamento di acque reflue civili o industriali gli obiettivi dipenderanno in primo luogo dal corpo idrico recettore nel caso di recapito in acque superficiali e dalla tipologia di suolo e della falda nel caso di sub-irrigazione. Nel caso invece l’acqua finale voglia essere riutilizzata bisognerà considerare la destinazione d’uso (domestico, agricolo, industriale).

Principali parametri per la definizione degli obiettivi di qualità:
• Domanda di ossigeno (BOD e COD) • Fosforo (Pt) • Azoto (N-NH4, N-No3, N-No2) • Solidi sospesi (SSt) • Patogeni (Coliformi fecali, Escherichia coli)

Tabella 7 - Principali parametri per la definizione degli obiettivi di qualità

Si procederà, quindi, come indicato in Tabella 8 al dimensionamento al calcolo del tempo di residenza e alla scelta e valutazione dei dettagli costruttivi.

Guida alla progettazione	
1°	definizione degli obiettivi
2°	dimensionamento per un particolare afflusso, carico organico, % rimozione degli inquinanti (geometria, area, profondità dei letti)
3°	Tempo di ritenzione
4°	Scelta del medium di riempimento
5°	Scelta dell'impermeabilizzazione
6°	Struttura di ingresso ed uscita per il controllo del livello dell'acqua, riciclo dell'acqua, distribuzione e suddivisione del flusso
7°	configurazione del percorso dell'acqua (serie e/o in parallelo, ecc.)
8°	variazione della profondità dell'acqua entro e tra le celle per garantire biodiversità degli habitat (se richiesto), per migliorare la distribuzione del flusso e la rimozione degli inquinanti
9°	dettagli sulla piantumazione, inclusa la selezione delle specie, densità di piantumazione e spettro specie
10°	piano di avviamento, gestione e manutenzione

Tabella 8 - Guida alla progettazione

Di seguito vengono analizzati i criteri per la progettazione di questi impianti, riassunti anche in Tabella 9

Criteri di progettazione
Idrologia
Tempo di ritenzione idraulica
Carico idraulico
Medium di riempimento
Condizioni aerobiche/anaerobiche
geometria
impermeabilizzazione
Strutture ingresso e uscita refluo
Configurazione letti
Vegetazione
Rimozione degli inquinanti

Tabella 9 - Criteri per la progettazione degli impianti di fitodepurazione

Idrologia

I fattori che influenzano l'idrologia sono: precipitazione, infiltrazione, evapotraspirazione, carico idraulico, tipologia del medium di riempimento, profondità dell'acqua.

Tali parametri possono influenzare la capacità di rimozione dei composti organici e dei nutrienti da parte dell'impianto, sia variando i tempi di permanenza che agendo sulla concentrazione del refluo da trattare.

Tempo di ritenzione idraulica

I tempi di permanenza possono variare da qualche ora a più giorni.

Nella progettazione degli impianti sarà importante massimizzare la superficie di contatto tra l'acqua da depurare e i vari componenti dell'ecosistema come biofilm, piante, inerti e così via. L'ampiezza della superficie di contatto (e quindi l'efficacia della depurazione che avviene per contatto diretto) è funzione del percorso dell'acqua nell'impianto, che è strettamente legato al dimensionamento e al tempo di permanenza

della stessa (tempo di permanenza dell'acqua nel sistema). Il contatto del biofilm con il substrato (ghiaia e sabbia, steli di piante, radici e sedimento) è particolarmente importante perché la maggior parte della rimozione degli inquinanti è mediata dall'attività microbica. La progettazione dovrebbe quindi mirare all'ottimizzazione del tempo di permanenza teorico ed in seguito assicurarsi che questo si avvicini il più possibile nella pratica al tempo di permanenza reale.

Il tempo di permanenza è controllato dalla pendenza del letto, dalla vegetazione, dall'area e dalla forma del letto.

In estate, l'evapotraspirazione può aumentare in maniera significativa i tempi di ritenzione, mentre il gelo invernale può diminuirli. In una fitodepurazione a flusso sommerso l'acqua si muove attraverso un medium di riempimento e il tempo di permanenza del refluo al suo interno è funzione della percentuale di afflusso e della conduttività idraulica del medium stesso.

Carico idraulico

Questa fase della progettazione risulta essere la più complessa, poiché portate e carichi possono subire sensibili variazioni giornaliere e stagionali a seconda del tipo di utenza allacciata, delle condizioni climatiche, del regime delle precipitazioni, delle infiltrazioni di acque superficiali o di falda in rete, ecc.

Il carico idraulico è strettamente legato ai fattori idrologici del sito in cui verrà realizzato l'impianto (condizioni climatiche, conducibilità del medium, carico organico, ecc.). Il regime di flusso, continuo o discontinuo, così come la durata tra un carico e l'altro e la perdita d'acqua dovuta all'evapotraspirazione possono influenzare le performance durante il periodo estivo.

I fattori idraulici sopra menzionati, insieme alle percentuali di rimozione che si vuole ottenere determinano, nella progettazione, la geometria e la profondità dell'impianto di fitodepurazione.

Questi fattori mettono in risalto l'importanza di conoscere esattamente le caratteristiche del refluo in entrata e i relativi carichi di inquinanti, per effettuare un calcolo (anche approssimativo) dei tempi minimi di ritenzione idraulica e quindi delle dimensioni dell'impianto.

Al fine di limitare gli effetti delle eventuali variazioni di portata, soprattutto in quei siti ove la probabilità che si verifichino tali variazioni è elevata, è spesso necessario ricorrere alla disposizione in parallelo degli impianti a flusso sub-superficiale. La loro disposizione in serie è invece giustificata dall'esigenza di aumentare l'efficacia di alcuni processi che traggono vantaggio dall'aumento del tempo di permanenza del refluo e quindi dall'aumento del tempo e della superficie di contatto fra liquame e microrganismi.

Medium di riempimento

Il substrato ha un ruolo importante nell'efficienza depurativa dell'impianto perché, oltre a fare da supporto alla vegetazione, rappresenta un filtro meccanico e chimico per alcune sostanze contenute nel refluo.

Per questo motivo la scelta del tipo di medium deve essere valutata in base alle caratteristiche dello scarico che si vuole depurare. Di norma viene utilizzato materiale inerte pulito e lavato (ghiaia e sabbia), così da eliminare i rischi d'intasamento del letto

con conseguente deviazione del flusso sommerso verso la superficie. Per individuare le miscele più adatte vengono effettuate delle prove di porosità e di conducibilità idraulica, oltre al calcolo della curva granulometrica.

Lo spessore del letto sarà ovviamente collegato alla profondità massima raggiungibile dalle radici delle specie vegetali utilizzate (vedere Tabella 6) .

Nei sistemi a flusso sommerso il medium di riempimento è il luogo principale in cui avvengono i processi di depurazione del refluo.

Inizialmente il medium è costituito solamente da ghiaia, sabbia o altro materiale: ogni tipologia di materiale scelto avrà la sua propria conducibilità idraulica (vedi Tabella 10). Trascorso un certo periodo dall'avviamento dell'impianto, il medium si arricchisce di microrganismi, solidi sospesi e di particolato organico. Da quel momento si può osservare un aumento delle dimensioni dei grani con una conseguente diminuzione degli spazi interstiziali. Sarà quindi opportuno scegliere in maniera oculata la dimensione di sabbia e ghiaia onde non incorrere in fenomeni di intasamento.

tipologia	dimensione grani (mm)	porosità (%)	conducibilità idraulica (K_f = m *d $^{-1}$)
Sabbia	1-2	30-32	420-480
Ghiaia	8-16	35-38	500-800
Pietrisco	32-128	40-45	1200-1500

Tabella 10 - Caratteristiche di alcuni tipici medium di riempimento usati per impianti a flusso sommerso

I primi impianti a flusso sommerso orizzontale venivano progettati usando la terra (conducibilità idraulica 0.86 m *d^{-1}) come medium di riempimento. Si pensava che questa avrebbe, nel giro di 2 o 3 anni, aumentato la sua conducibilità idraulica col crescere delle piante e delle radici. Al contrario, invece, si è osservato che in questi impianti si creavano zone con un flusso superficiale e con ristagni d'acqua, proprio a causa della scarsa permeabilità, oltre a zone prive di acqua in cui la vegetazione stentava a crescere.

Al giorno d'oggi è internazionalmente accettato l'uso di ghiaia e sabbia come materiale di riempimento. In particolare negli impianti a flusso orizzontale è consigliabile usare del pietrisco di almeno *50 - 100 mm* per evitare fenomeni di intasamento in ingresso e in uscita.

Nei sistemi a flusso verticale di tipo anglosassone *si utilizza sabbia media (*0-3 *mm) mentre in quelli di tipo tedesco ghiaia grossolana* (*8–16* mm), preferibilmente di fiume.

Tale sabbia deve essere lavata per evitare che gli elementi fini intasino gli interstizi interparticolari.

Nei sistemi anglosassoni viene spesso previsto uno strato di ghiaia (5-15 mm) proprio sulla superficie del letto per favorire la distribuzione dell'effluente. Al Centro per le Tecnologie Alternative (CAT) è stato però sperimentato che questa sabbia, con l'andare del tempo tende a percolare nel sottostante strato di ghiaia andando a bloccarne gli interstizi.

Come substrato possono essere utilizzati anche materiali artificiali come il LECA (light expanded clay aggregate), una sorta di argilla espansa molto leggera con grani delle dimensioni 1 - 32 mm creati ad alte temperature in forni specializzati, oppure i BIOBLOCK, matrici modulari di polietilene autopulenti e ad alta porosità in cui vengono piantumate le radici delle piante. Ancora poco sperimentato è invece l'uso di materiali di scarto come ceneri di combustione (PFA), segatura, scarti di miniera, scarti inerti dell'edilizia.

E' importante che la terra non entri mai all'interno dei letti durante la fase di realizzazione perché comprometterebbe la conducibilità idraulica del medium.

Condizioni anaerobiche/aerobiche

La differenza tra un suolo saturo e un suolo ben drenato è la disponibilità di ossigeno atmosferico. Nei suoli ben drenati gli interstizi tra le particelle di terreno sono riempiti di aria con un determinato contenuto di ossigeno. Di conseguenza, i microrganismi che vivono all'interno di tali interstizi e attorno alle radici delle piante, in cui si creano microzone ossidate (vedere cap."specie vegetali"), otterranno direttamente l'ossigeno a loro necessario per vivere in questi spazi. Questo tipo di microrganismi è detto "aerobico" (es. batteri aerobici).

Nei sistemi a flusso sommerso orizzontale e in quelli a flusso superficiale, che sono entrambi ambienti saturi, gli interstizi del sedimento e del medium sono riempiti dall'acqua e quindi in essi si instaureranno condizioni prevalentemente anaerobiche (prive di ossigeno), tranne che nelle microzone ossidate adiacenti alle radici delle macrofite. Nei sistemi a flusso sommerso verticale gli interstizi del medium sono pieni d'aria a causa della distribuzione discontinua del refluo, di conseguenza in essi avremo condizioni aerobiche (**Figura 11**).

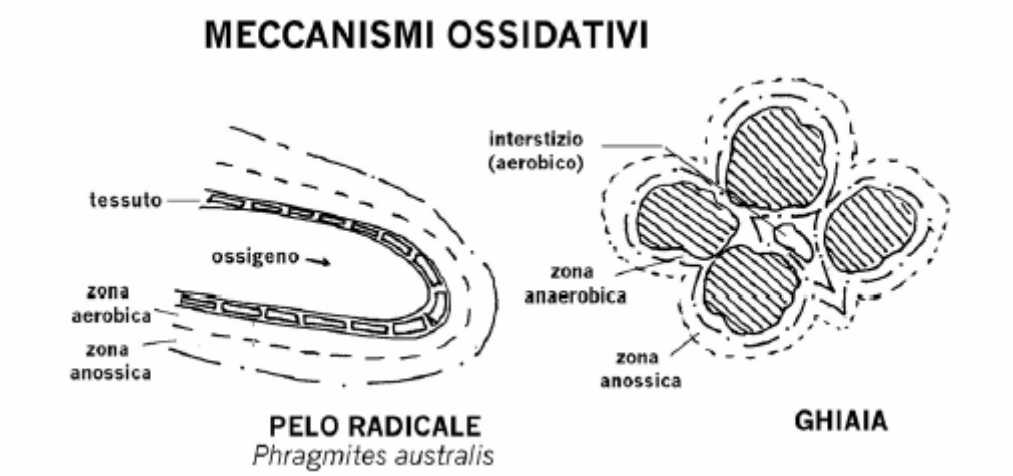


Figura 11

I sistemi a flusso superficiale e a flusso sommerso orizzontale riescono a mantenere le condizioni aerobiche necessarie al trattamento del refluo grazie allo scambio di ossigeno che avviene sulla superficie nell'interfaccia aria/acqua ed al limitato (vedere cap. "Specie vegetali") apporto di ossigeno disciolto proveniente dalle radici e dai rizomi delle macrofite.

Nei sistemi a flusso sommerso verticale le condizioni aerobiche sono mantenute, oltre che dalle piante, dalla alimentazione discontinua del refluo: quando l'acqua drena e fuoriesce dal filtro per "l'effetto Venturi" si ha un richiamo di aria dall'esterno che ossigena completamente il filtro. In questi sistemi si dovrà però porre attenzione al verificarsi di problemi di intasamento del medium (clogging).

Trattamenti preliminari

Allo scopo di ridurre i rischi di intasamento del medium ad opera dei solidi grossolani o sedimentabili presenti nel refluo, è necessario inserire a monte dell'impianto un comparto per la sedimentazione che non deve, però, permettere l'innesco di processi di degradazione anaerobica. Tali processi sono infatti difficilmente gestibili nell'impianto, a causa degli odori sgradevoli e degli animali che vi si possono sviluppare.

Nelle vasche Imhoff tradizionali i processi di fermentazione anaerobica si instaurano sempre, a causa dell'elevato tempo medio di ritenzione del refluo all'interno delle stesse. All'interno di vasche settiche a due o tre camere, nelle quali il tempo medio di ritenzione è più contenuto, è invece possibile ottenere un liquame fresco chiarificato in cui non sono ancora evidenti i segni del processo anaerobico. Se la composizione degli scarichi lo richiede, a monte della fitodepurazione possono essere adottati anche trattamenti di grigliatura, dissabbiatura e disoleazione.

Strutture di ingresso e uscita

Aspetti importanti per la funzionalità di un impianto di fitodepurazione sono rappresentati dal sistema di distribuzione del liquame e dalla regolazione del suo livello all'interno del letto.

In un sistema a flusso sommerso orizzontale il liquame in entrata può essere distribuito in diversi modi:

- Mediante una canaletta superficiale
- Attraverso un tubo superficiale con elementi a T
- Attraverso un tubo sommerso forato
- a ingresso libero.

Tutti questi elementi hanno lo scopo di garantire un flusso uniforme lungo la larghezza del letto.

Generalmente sono preferiti i sistemi a distribuzione superficiale perché riducono il rischio di intasamento e sono più facili da pulire.

In ogni caso, sia in testa che in coda alla vasca, deve essere realizzata una striscia trasversale di materiale inerte di grossa pezzatura, larga almeno 1 m, in modo che non si creino linee di flusso preferenziali all'interno del letto.

Prima dell'uscita, sul fondo, viene posto un tubo di drenaggio microforato per raccogliere le acque trattate che vengono poi convogliate in un pozzetto regolatore di livello tramite una tubazione a gomito: questo dispositivo garantisce la regolazione del livello idrico all'interno del sistema, permettendo lo svuotamento totale della vasca o il suo allagamento, utile per eliminare le eventuali piante infestanti.

Nei sistemi a flusso sommerso verticale la distribuzione uniforme del refluo sulla superficie del letto è ottenuta tramite tubi in PVC o PE forati e posti sotto all'ultimo strato di inerti oppure rialzati, posti a dieci cm sopra la superficie.

In questi sistemi l'alimentazione è solitamente discontinua e controllata attraverso una pompa o da un sifone.

Impermeabilizzazione

Per evitare fenomeni di inquinamento della falda, i bacini di depurazione devono essere impermeabilizzati.

A tale scopo vengono utilizzati manti bentonitici o sintetici. Si escludono assolutamente i manufatti in cemento, a causa dell'elevato costo di realizzazione e della scarsa sicurezza di tenuta.

La possibilità di utilizzare terreno argilloso, pur essendo la più economica, è limitata dalla permeabilità del terreno stesso, la quale deve essere molto bassa (indicativamente pari a Ks < 10-8 m/s). In questo caso la quota di falda dovrà trovarsi ad almeno un metro sotto la base del letto.

In genere vengono preferiti i manti sintetici come LDPE, HDPE (polietilene a bassa ed alta densità) o PVC, con spessore variabile da 0,5 a 2 mm, spesso protetti superiormente e inferiormente da un foglio di tessuto non tessuto.

Le strisce di HDPE andranno saldate tra loro, garantendo un isolamento totale del fondo e delle pareti dell'impianto di fitodepurazione rispetto al suolo circostante.

Configurazione dei letti

Con la definizione "configurazione di un impianto di fitodepurazione" ci si riferisce alla dimensione ed alla forma dei singoli elementi o celle, che dovranno essere progettati in modo tale da essere facili da costruire, da minimizzare i lavori di scavo e da favorire un facile accesso per la manutenzione. Le singole celle possono essere disposte in serie o in parallelo o con una combinazione di queste due configurazioni (vedere Figura 12 e Figura 13).

La scelta della configurazione deve essere basata su una chiara comprensione degli obiettivi selezionati, sulla qualità dell'acqua in ingresso, sulla qualità ricercata dell'acqua in uscita, sul regime idraulico che dovrà sopportare l'impianto e su una valutazione preliminare del sito.

Il principale vantaggio di una disposizione delle celle in parallelo è la flessibilità del funzionamento, poiché ogni singola cella può facilmente essere esclusa dal flusso in caso di guasto della stessa.

In questi casi occorre assicurarsi che, durante la realizzazione, avvenga una adeguata suddivisione del flusso, il quale non deve essere complesso e deve essere sempre proporzionato alle dimensioni delle celle.

Il principale vantaggio di una disposizione delle celle in serie è la riduzione delle possibilità di avvento del corto circuito idraulico. Altri vantaggi includono possono essere la possibilità di favorire il riciclo tra le singole celle e di separare fisicamente le zone di trattamento per ogni inquinante (es: la rimozione della materia organica potrà precedere la rimozione dell'azoto e così via).

Le celle in serie possono essere progettate in modo tale che la rimozione della materia organica avvenga nel primo letto. Il refluo potrà in seguito essere “riaerato” tra i due letti in modo da favorire la nitrificazione nel secondo letto, la denitrificazione nel terzo letto e così via.

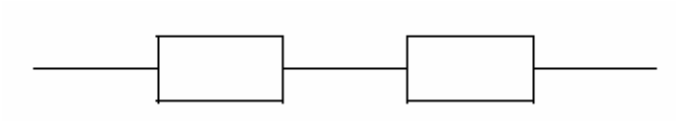


Figura 12 - Celle in serie

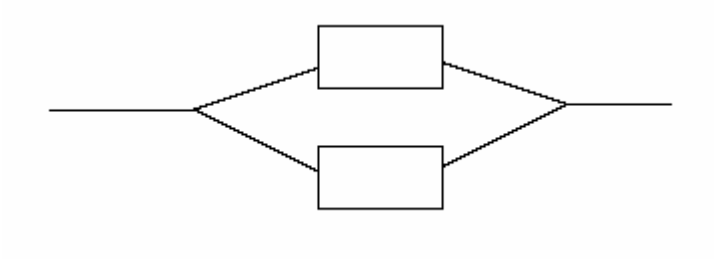


Figura 13 - Celle in parallelo

Una combinazione di percorsi di celle in serie e in parallelo è sicuramente la scelta ottimale. L’unico svantaggio di questo tipo di scelta è rappresentato dai costi aggiuntivi che dovranno essere previsti per gli scavi, per le strutture di ingresso e di uscita dell’impianto e per la distribuzione del flusso dei reflui.

8. DIMENSIONAMENTO

Nonostante la semplicità tecnologica degli impianti di fitodepurazione, le variabili da considerare per la loro corretta esecuzione sono varie e non sempre direttamente valutabili.

Vista la presenza di aspetti impiantistici, biologici e paesaggistici differenti è consigliabile che la progettazione venga condotta da professionisti provenienti da diversi settori (naturalistico, biologico, ingegneristico, chimico, geologico).

E’ sempre molto riduttivo affidarsi completamente ad un approccio basato esclusivamente sul dimensionamento superficiale (m^2 per abitante equivalente). Ciò può risultare tuttavia utile per un primo dimensionamento di massima e come verifica finale. Non bisogna Inoltre dimenticare che la prima domanda che dobbiamo porci quando iniziamo a progettare un impianto di fitodepurazione è: ”Qual è l’obiettivo che vogliamo raggiungere?”.

Si riportano di seguito le principali fonti internazionali a cui fare riferimento per il dimensionamento degli impianti di fitodepurazione dalle quali sono stati estrapolati i dati di seguito riportati.

1. **Brix J., (1996)** - *"Design criteria for a two-stage constructed wetland"*, presented at the 5th International Conference on Wetland Systems for water pollution control (DK);
2. **Crites Tchobanoglous (1998)** - "*Small and decentralized wastewater management systems*", McGraw-Hill (USA);
3. **EPA (Environmental Protection Agency) 832-R-93-001 (1993)** - "*Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: a technology assessment*" (USA);
4. **IÖV (Ingenier oekologische Vereinigung Deutschland) (1994)** – " *Behandlung von haeuslichem abwasser in pflaenzenklaeanlagen*, IÖV –Ar– beitsblatt W1/94. 16 S.,Augsburg (DE)
5. **Kadlec & Knight (1996)** - *"Treatment wetlands"*, Lewis publishers (USA);
6. **Önorm B2505 (1998)** - *"Bepflanzte Bodenfilter (Pfanzen Klaränlagen)"*(AU);
7. **Reed et al. (1995)** - *"Natural systems for waste management and treatments"* (USA);
8. **ATV-A-262E (1998)** - *"Principles for the dimensioning, construction and operation of plant beds for communal wastewater with capacities up to 1000 total number of inhabitants and population equivalents"*, (DE);
9. **Vymazal et al. (1998)** - *"Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe"*. Backhuys Publishers (UK);
10. **WRC (1996)** - "*Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*", P. F. Cooper, G. D. Job, M. B. Green, R. B. E. Shutes (UK).

Per i sistemi a flusso superficiale e a pelo d'acqua libero i criteri da considerare durante la progettazione sono:

- carico organico in entrata;
- portata idraulica media giornaliera in entrata;
- profondità delle vasche;
- rapporto tra lunghezza e larghezza delle vasche;
- tempo di ritenzione idraulica nel/nei bacino/i;
- numero di sistemi depurativi posti in serie o in parallelo;
- rapporto tra specchio di acqua e area vegetata.

A titolo indicativo è possibile riferire dei valori progettuali medi tratti dalla bibliografia (Vismara, 2000 ; Crites, 1994), riportati in Tabella 11:

Fattore	Valore medio
Tempo di permanenza, in *giorni*	5-14
Carico organico massimo (BOD), in *kg/ha per giorno*	80
Profondità dell'acqua, in *metri*.	0,15 - 0,8
Superficie vasche, in m^2*/ abitante equivalente*	4- 40 m^2/ae (> 20 per tratt. 2°)
Rapporto lunghezza/larghezza vasche	2:1 – 10:1
Rapporto specchio d'acqua e area vegetata (%)	40-60

Tabella 11 - Criteri per il dimensionamento di sistemi a flusso superficiale

Un' indicazione di massima utile a definire l'area complessiva necessaria per la depurazione di un refluo di tipo domestico, in cui gli obiettivi di qualità da raggiungere riguardano solo il BOD e i solidi sospesi oppure un finissaggio, è di dimensionare l'impianto tenendo conto 20 -100 m^2 necessari per m^3 di effluente giornaliero, che corrisponde a 4 -20 m^2/ abitante equivalente.

Questo approccio preliminare non è idoneo però ai processi di nitrificazione (ove necessari), per i quali sono necessarie superfici maggiori di 20 m^2/ abitante equivalente ed un'analisi progettuale più approfondita (vedere box: dimensionamento sistemi a flusso superficiale con macrofite radicate).

DIMENSIONAMENTO SISTEMI A FLUSSO SUPERFICIALE CON MACROFITE RADICATE

Il dimensionamento dei bacini di trattamento viene effettuato secondo metodi diversi, alcuni di tipo empirico ed altri legati ad equazioni di reazione cinetica.
Per una fase preliminare si devono considerare valori di 2,5-5 m^2/ab eq quando il BOD ed i solidi sospesi rappresentano i fattori limitanti, e 6-15 giorni per la completa nitrificazione dell'effluente.
Dovendo giungere ad un dimensionamento più rigoroso si riportano alcune equazioni del metodo di Reed (Reed, 1995) rimandando alla bibliografia per un approfondimento completo dell'argomento.
Le equazioni che seguono si basano sulla rimozione biologica di alcuni principali parametri (BOD, ammoniaca e nitrati).

$$\ln\left(\frac{C_i}{C_0}\right) = K_T * t$$

$$K_T = K_R * \theta_R^{(T_W - T_R)}$$

$$t = \frac{V_f}{Q} = \frac{A_s * y * n}{Q}$$

$$A_s = L * W = \frac{Q * t}{y * n} = \frac{Q * \ln(\frac{C_i}{C_0})}{K_T * y \cdot n}$$

Dove:
A_s= area del bacino (m^2)
C_o= concentrazione in uscita (mg/l)
C_i= concentrazione in entrata (mg/l)
K_R= costante alla temperatura di riferimento
K_T= costante alla temperatura TW
L= lunghezza del bacino (m)
n= porosità
t= tempo di residenza idraulico (in giorni)
T_W= temperatura dell'acqua nel bacino (°C)
T_R= temperatura di riferimento (°C)
V_f= volume effettivo del bacino (m^3)
W= larghezza bacino (m)
y= profondità bacino (m)
q_R= coefficiente di temperatura (θR)
Q= portata

Valori delle costanti e coefficienti di temperatura (Reed, 1995)

Parametro	Rimozione BOD	Nitrificazione	Denitrificazione
T_R (°C)	20	20	20
$K_R(d^{-1})$	0,678	0,2187	1,000
q_R	1,06	1,048	1,15

Per i sistemi a flusso sommerso, invece, i criteri sono sostanzialmente più complessi. Gli elementi che dovranno essere considerati nell'analisi sono:

- determinazione del tipo di sistema idraulico (orizzontale, verticale o misto);
- scelta del pretrattamento;
- scelta del medium di riempimento e costante di permeabilità;
- scelta delle essenze vegetali;
- determinazione della profondità del letto;
- determinazione dell'area trasversale;

- determinazione dell'area superficiale necessaria alla rimozione del BOD_5;
- determinazione dell'area superficiale necessaria alla rimozione dell'azoto;
- carico idraulico superficiale;
- tempo di permanenza;
- verifica idraulica.

Sistemi a flusso sommerso orizzontale con macrofite radicate emergenti

Anche in questo caso esiste la possibilità di un dimensionamento preliminare per approssimazione. Riportiamo nella Tabella 12le indicazioni contenute nelle principali linee guida e manuali internazionali.

parametri		Önorm	IÖV	Crites Tchob.	Vymazal	WRC Cooper	Brix
Area	≥ 5 m^2/a.e. valore minimo superficiale totale 20 m^2	6 m^2/a.e. per BOD	5 m^2/a.e.		2°:5 m^2/a.e. 3°:1 m^2/a.e.	2°: 5 m^2/a.e. 3°:0.5-1m^2/a.e.	
Materiale riempimento (Substrato)	$U=d_{60}/d_{10} \leq 5$	Ghiaia ingresso 16-32 (4-8)mm principale 4-8 (2-4)mm		Ghiaia ingresso 50mm principale 3-32 mm	Ghiaia lavata 3-16 mm	Ghiaia lavata: 3-6 mm 5-10 mm 6-12 mm	$U=d_{60}/d_{10}$ ≤ 4 d_{10}>0.3 mm
Permeabilità substrato	Kf ≈ 10^{-4}–10^{-3} m/s				Kf ≈ 10^{-3} - $3*10^{-3}$ m/s	Kf ≈ 10^{-3} m/s	Kf ≈ $1*10^{-3}$ m/s
Carico idraulico superficiale	4 cm/d	5 cm/d				2°: < 5 cm/d 3°: < 20 cm/d	
Carico organico		112 kg/ha*d			<80 kg/ha*d		
profondità	≥0.5 m			0.45-0.75m	0.6 - 0.8m	0.6 m	0.6

Legenda: 1° trattamento primario: filtrazione e sedimentazione
2° trattamento secondario: biologico
3° trattamento terziario: finissaggio (microbiologico, denitrificazione)

Tabella 12 - Criteri di dimensionamento preliminare di un sistema a flusso orizzontale

DIMENSIONAMENTO SISTEMI A FLUSSO SOMMERSO ORIZZONTALE CON MACROFITE RADICATE

Un criterio più preciso utilizza la seguente equazione per la determinazione dell'**area superficiale**, ampiamente diffusa in Europa, proposta inizialmente da Kickuth e consigliata dall'European Design and Operations Guidelines (EC/EWPCA ,1990).

$\mathbf{A_h = Q_d\ (lnC_o - lnC_t) / K_{BOD}}$

Dove:

A_h = area superficiale, m^2
Qd = portata media giornaliera del refluo, m^3/d
Co = valore medio del BOD_5 in entrata, mg/l
Ct = valore medio del BOD_5 richiesto in uscita, mg/l
K_{BOD} = costante, m/d

In letteratura sono proposti diversi valori di K_{BOD}, il quale varia anche a seconda della temperatura o del tipo di trattamento, ottenendo così, per gli stessi dati di partenza, superfici che variano da 0,5 a 5 m^2/ab.eq. L'equazione di Kickuth rappresenta un tentativo di modellizzare i sistemi SF in modo da poterli dimensionare secondo criteri più o meno standard, utilizzando parametri fondamentali per le tecnologie depurative e valutabili oggettivamente.

$K_{BODt} = K_{BOD}20\ (1,1)^{t-20}$

Altro parametro di un certo significato è rappresentato dall'area trasversale che può essere calcolata con l'**equazione di Darcy**:

$\mathbf{A_c = Q_s/[k_f \cdot dH/ds]}$

Dove:

A_c = area trasversale, m^2
Q_s = portata media del refluo, m^3/s
k_f = conduttività idraulica, m/s
dH/ds = pendenza della base del letto, m/m
(dH = profondità media del letto; ds = lunghezza del letto)

Nell'applicazione di questo calcolo, Cooper consiglia di utilizzare materiale di riempimento caratterizzato da conducibilità idraulica non inferiore ai 10^{-3}m/s, per limitare la possibilità di intasamento, con una profondità media del letto di 0,6 m e con pendenza non superiore al 1% (Cooper, 1993).

Calcolata l'area trasversale, si può ottenere la **larghezza minima del letto** ($A_c/0,95 \cdot d_{min}$) così da definirne la geometria, ovvero il rapporto tra lunghezza e larghezza. Un valore adeguato di questo parametro elimina i rischi di corto circuito idraulico con possibile scorrimento in superficie del refluo, che comporta la riduzione dell'efficienza depurativa.

Il rapporto tra la profondità del letto e la sua lunghezza permette di individuare il massimo gradiente idraulico disponibile, necessario affinché ci sia un movimento netto del liquame dall'entrata verso l'uscita senza ritorni o ristagni di flusso.

Sulla base delle dimensioni reali ottenute dal progetto deve essere fatta una verifica del profilo idraulico (inteso come livello dell'acqua all'interno del letto, livello che deve essere sempre su una superficie orizzontale). Quest'ultimo aspetto è necessario per gestire in modo flessibile l'altezza dell'acqua, così da garantire, da un lato, la completa e uniforme immersione dell'apparato radicale lungo il letto e, dall'altro, la riduzione della possibilità che si instaurino condizioni di flusso superficiale all'inizio delle vasche.

Le dimensioni del sistema influenzano il tempo di ritenzione del liquame nell'impianto e quindi l'efficienza di rimozione degli inquinanti. In letteratura sono indicati tempi di ritenzione idraulica molto differenti, da 2 a 60 giorni, ma per ottenere una buona nitrificazione ne sono consigliati almeno 4,3 (Kemp, 1997).

Sistemi a flusso sommerso verticale con macrofite radicate emergenti

Come si evince dalla Tabella 13 esistono due scuole di pensiero riguardo agli impianti a flusso verticale:

la scuola di lingua inglese tende ad utilizzare questa tipologia impiantistica in sistemi a più vasche collegate in serie e/o in abbinamento con i sistemi a flusso orizzontale. I materiali di riempimento privilegiati sono ghiaia a granulometria decrescente con uno strato di sabbia sulla superficie.

la scuola di lingua tedesca utilizza invece come prevalente materiale di riempimento sabbia media con tendenza al ricircolo , per piccoli impianti, per l'abbattimento dell'ammoniaca.

parametri	ATV	Önorm	IÖV	Reed	Vymazal	WRC Cooper
Area	2.5 m^2/ae valore minimo superficiale totale 10 m^2	5 m^2/a.e. per BOD	2-4 m^2/a.e.		2°sotto 100 ae: 1^vasca 0,8-2 m^2/ae 2^vasca. 50-60% della 1^ vasca 1 m^2/AE BOD 2-5 m^2/AE BOD+N 3°< 1-2 m^2/AE	2°: 1 m^2/ae BOD 2°: 2 m^2/ae BOD+N sotto 100 a.e.: 1^ vasca 3.5ae+0.6 a.e. 2^ vasca 50% della 1^
Materiale riempimento (Substrato)		Dall'alto al basso: 5 cm ghiaia 8/16 60 cm sabbia 0/4 15 cm ghiaia 40mm 20 cm ghiaia 16/32	sabbia	Dall'alto al basso: 8 cm sabbia 15 cm ghiaia 6mm 10 cm ghiaia 12mm 15 cm ghiaia 40mm	Sabbia e ghiaia (0-12 mm)	Dall'alto al basso: 8 cm sabbia 15 cm ghiaia 6 mm 10 cm ghiaia 12 mm 15 cm ghiaia 30-60mm
Permeabilità substrato			Sabbia Kf ≈ 10^{-3}–10^{-5} m/s d_{10} = 0.2- 0.3 mm		Kf ≈ 10^{-3}–10^{-4} m/s d_{60}/d_{10}<4.	
Carico idraulico superficiale	60 mm/d		30-60 mm/d	30 mm/d	20-80 mm/d	
Carico organico			10-20g BOD/m^2*g			
T residenza						
profondità	□ 0.8 m	0.5-0.8 m	0.5-1.5 m			

Legenda: 1° trattamento primario: filtrazione e sedimentazione
2° trattamento secondario: biologico di ossidazione
3° trattamento terziario: finissaggio (per carico microbiologico, denitrificazione/nitrificazione)

Tabella 13 - criteri di dimensionamento preliminare di un sistema a flusso verticale

DIMENSIONAMENTO SISTEMI A FLUSSO SOMMERSO VERTICALE CON MACROFITE RADICATE

Una metodologia per il dimensionamento dei bacini a flusso verticale utilizza le seguenti procedure:

Si calcola il fabbisogno di ossigeno sulla base di 1.0 kg di O_2 per kg di BOD da rimuovere e di 4.3 kg di O_2 per kg di NH_3 da ossidare (Cooper, 1996);

Si dimensiona il letto verticale considerando un coefficiente di aerazione superficiale pari a 30 grammi di O_2 per m^2 di superficie (Brix, 1998) e si fissa la sua altezza pari ad 0.9 m. Conoscendo quindi il fabbisogno di ossigeno ed il coefficiente di aerazione superficiale si ricava una superficie poi aumentata del 25% come fattore cautelativo.

In riferimento alle Linee Guida tedesche per la realizzazione di sistemi verticali per utenze civili (ATV, 1997) si richiede il valore di 50 g/m^2 per giorno per il carico organico in ingresso al sistema espresso come COD.

(Platzer, 2000)

$$A_s = \frac{OD}{K_a} + \frac{OD}{K_a} \cdot 0.25$$

A_s= area superficiale
OD= domanda di ossigeno
Ka= costante

Richiesta di Ossigeno (OD) [g/d] = (0.85·0.7·CODinf [g/d] + 4.3·TKNinf [g/d] - 0.1x2.9xTKNinf [g/d]
Ka = 30-56 gr O2/m2.d

Basata su:
Rimozione del COD dell' 85 %
Consumo di ossigeno di 0.7 g O_2/g COD.
Richiesta di ossigeno per la nitrificazione è calcolata con 4.3 g O_2/g TKN.
Recupero di ossigeno per denitrificazione di 2.9 g O_2/g NO_3-N_{denitr}
assumendo una denitrificazione del 10%

9. GESTIONE E MANUTENZIONE

Al fine di conseguire una corretta funzionalità dell'impianto occorre predisporre un programma di gestione e manutenzione adeguato.

Tale programma dovrà analizzare gli aspetti inerenti:

- le attività di conduzione e controllo;
- le verifiche di funzionalità, mediante l'analisi di campioni dei liquami e dei reflui depurati;
- lo smaltimento dei fanghi derivanti dal trattamento primario;
- la manutenzione delle eventuali apparecchiature elettromeccaniche (es. pompe idrauliche);
- la gestione delle macrofite.

I casi di malfunzionamento dell'impianto possono essere dovuti a:

- Intasamenti del medium o delle tubazioni di alimentazione o di drenaggio;
- non funzionamento di pompe o sifoni, se presenti;
- fuga di solidi dal comparto di pretrattamento;
- sovraccarico idraulico;
- sovraccarico di solidi;
- sovraccarico organico;
- gestione scorretta delle macrofite.

Nel caso l'impianto fosse dotato di un pretrattamento mal gestito, il refluo in ingresso al letto potrebbe possedere una forte concentrazione di solidi sospesi che potrebbe andare ad intasare il substrato nei sistemi a flusso sommerso (con problemi di odori e di ridotta efficienza depurativa) o determinare cattivi odori nei sistemi a flusso superficiale.

Trattamenti primari come una fossa settica tricamerale o tipo Imhoff devono essere svuotati una o due volte all'anno a seconda delle dimensioni. I fanghi prodotti dovranno poi essere come prescritto dalle norme vigenti.

Nei sistemi a flusso superficiale la vegetazione deve essere periodicamente sfalciata. La biomassa deve essere smaltita altrove (in genere una volta l'anno).

Negli altri sistemi non è necessario lo sfalcio né la rimozione della biomassa, salvo casi particolari.

Nei sistemi a flusso sommerso ed in particolar modo in quelli orizzontali, è importante che il refluo non emerga mai sulla superficie creando ristagni: il verificarsi di una tale eventualità sarebbe indice di un corto circuito idraulico che può avvenire, soprattutto nella zona di ingresso, a causa di una non corretta progettazione. In questi casi è opportuno rivedere il dimensionamento dell'impianto.

Per ottenere un'adeguata depurazione delle acque reflue il filtro deve essere alimentato con una quantità d'acqua non superiore a quella derivante dai reflui degli abitanti equivalenti per cui l'impianto è stato dimensionato. Un temporaneo sovraccarico comunque non ne disturba il funzionamento.

Un possibile schema di controllo e manutenzione per un impianto di fitodepurazione è rappresentato in Tabella 14

Operazioni	Frequenza minima
1. Controllo del sistema di distribuzione del refluo 2. Controllo del sistema di raccolta e scarico 3. Controllo del livello idrico delle vasche SSF-H 4. Verifica di funzionalità delle eventuali apparecchiature elettromeccaniche 5. Controllo della corretta funzionalità dei pretrattamenti 6. Controllo piante infestanti ed eventuale diserbo manuale nel primo anno nei sistemi SSF 7. Controllo cattivi odori anomali	quindicinale
Verifica di funzionalità, mediante l'analisi di campioni dei liquami e dei reflui depurati	mensile o stagionale
Controllo del livello del fango nel trattamento primario per decidere la sua rimozione	semestrale
Eventuale taglio della vegetazione (solo FWS). Rimozione del fango del fango nel trattamento primario	annuale

Tabella 14 - Schema di controllo e manutenzione per un impianto di fitodepurazione

Sarebbe ovviamente opportuno che chi gestisce l'impianto tenesse un libretto di conduzione dove riportare tutte le osservazioni, le particolarità, i risultati dell'analisi e i lavori eseguiti sull'impianto.

10. ASPETTI SANITARI

Spesso gli impianti di fitodepurazione sono stati in Italia associati ad ambienti maleodoranti ricchi di insetti, in special modo zanzare.

In realtà i problemi di salubrità riscontrati sono per lo più legati agli impianti a flusso libero usati come trattamenti secondari in cui il grosso carico di nutrienti porta a processi eutrofici e a condizioni di anossia che fanno sì che l'ecosistema si allontani dal suo equilibrio creando un restringimento della catena alimentare e selezionando solo le specie più resistenti. I fenomeni di anossia favoriscono inoltre reazioni anaerobiche che producono gas maleodoranti.

A causa delle maggiori superfici necessarie per la loro realizzazione e per i sopra citati motivi, gli impianti a flusso superficiale non sono praticamente mai usati nel nostro paese come trattamenti secondari. Questo tipo di impianti è invece molto utilizzato negli Stati Uniti e in Australia.

11. COSTI

Una valutazione dei costi di realizzazione e gestione, eseguita comparando impianti tradizionali a fanghi attivi e sistemi di fitodepurazione, risulta ancora difficile per la scarsa documentazione presente relativa a quest'ultima tipologia di impianti.

Conseguentemente sono state raccolte informazioni presenti in bibliografia, costruendo un parziale quadro di indirizzo economico. Il confronto che viene proposto riguarda una tipologia impiantistica classica, a fanghi attivi, ed un impianto di fitodepurazione a flusso sommerso composto sia di sistemi orizzontali (HF) che verticali (VF).

I requisiti di dimensionamento sono i seguenti:

- dotazione idrica pro-capite pari ad almeno 200 litri per abitante equivalente al giorno (l/a.e./d);
- coefficiente d'afflusso pari a 0,90;
- pretrattamenti presenti;
- trattamento primario presente, dotato di un'efficienza di rimozione pari ad almeno il 20% del BOD5 e al 50% dei solidi sospesi;
- carico organico in entrata all'impianto primario pari a non meno di 60 g di BOD5 per a.e./d.

Tipologia di Costi	Fanghi attivi	Fitodepurazione
1) Costi d'impianto		
- Acquisto aree	sì	sì
- Realizzazione	sì	sì
- Avvio impianto	sì	sì
2) Costi di gestione ordinaria		
- Manutenzione tecnica e programmata delle componenti edili	sì	No
- Smaltimento dei fanghi di supero	sì	No
- Manutenzione dell'area verde	sì	sì
- Analisi di laboratorio dei principali parametri di inquinamento	sì	sì
- Manutenzione tecnica e programmata delle componenti elettromeccaniche	sì	Minima eventuale
- Smaltimento dei fanghi primari	Eventuale	sì
- Consumo di energia elettrica	sì	Minima eventuale
- Controllo delle erbe infestanti nel processo depurativo	No	sì
- Sfalcio delle macrofite	No	sì
3) Costi di gestione straordinaria		
- Rigenerazione del substrato di riempimento alla perdita della funzionalità	No	sì
- Sostituzione delle componenti elettromeccaniche	sì	Minima eventuale
- Pulizia delle componenti soggette ad intasamento	sì	sì

Tabella 15 - Confronto tra i costi di gestione e manutenzione di un impianto a fanghi attivi e un impianto a flusso sommerso orizzontale (HF)e verticale (VF).

	50 a.e.	100 a.e.	250 a.e.	500 a.e.	1000 a.e.	2000 a.e.
tipologia						
Fanghi attivi	273.72	179.31	120.51	106.73	81.47	80.05
Fitodepurazione HF	260.05	234.05	203.78	183.26	164.93	148.44
Fitodepurazione VF	299.55	201.42	140.48	107.42	98.38	79.53

Tabella 16 - Confronto tra i costi di costruzione per diverse tipologie impiantistiche e diverse dimensioni (a.e.= abitante equivalente) espresse in euro/m^2

	50 a.e.	100 a.e.	250 a.e.	500 a.e.	1000 a.e.	2000 a.e.
tipologia						
Fanghi attivi	76.95	43.83	26.98	16.84	13.58	11.53
Fitodepurazione HF	22.31	12.24	5.76	3.32	1.98	1.21
Fitodepurazione VF	30.21	17.66	9.18	4.91	3.56	2.78

Tabella 17 - Confronto tra i costi di gestione per diverse tipologie impiantistiche e diverse dimensioni (ae = abitante equivalente) espresse in euro/m^2 /anno

Si noti come gli impianti di fitodepurazione sia a flusso orizzontale (HF) che verticale (VF) siano particolarmente competitivi rispetto ai depuratori a fanghi attivi soprattutto per quanto riguarda i costi di gestione (Tabella 15).

12. LA FITODEPURAZIONE ARTIFICIALE

12.1 FITODEPURAZIONE ARTIFICIALE: NUOVA TECNICA DI TRATTAMENTO

Come già accennato in precedenza, il maggior inconveniente degli impianti di fitodepurazione è che gli stessi, per garantire delle buone efficienze depurative, devono essere costruiti dedicando circa 5/7 m^2 di superficie per abitante equivalente (prendendo in considerazione i sistemi a flusso sommerso orizzontale e cioè quelli che offrono il miglior rapporto tra funzionalità e difficoltà di gestione).

Negli ultimi anni si è cominciato a costruire gli impianti di fitodepurazione sostituendo il letto di materiale inerte (ghiaia, sabbia e quant'altro) con un materiale attivo (chiamato **Zeolite**) e utilizzando, come piante radicate, macrofite emergenti microrizzate, appositamente prodotte in vivaio. Questo tipo di impianti vengono descritti nel brevetto italiano n° 0001331145 del 06 dicembre 2005 avente come titolo "Fitodepurazione Artificiale".

Questo sistema, brevettato dal Chimico Industriale Dott. Giovanni Battista Marchello incrementa la capacità depurativa del sistema, riducendo drasticamente la superficie necessaria per la depurazione dei reflui (portandola 0.3 – 1.6 m^2/A.E.).

Come accennato, la soluzione che ha permesso questa drastica riduzione è stato l'inserimento come "medium" al posto della sabbia e/o ghiaia o altro materiale inerte di "materiale attivo": una miscela opportuna di "zeolititi naturali" (per informazioni sulle caratteristiche del materiale, fare riferimento al capitolo "Le zeoliti: caratteristiche generali e applicazioni") e l'utilizzo come macrofite emergenti di piante palustri "micorrizate" in vivaio (per informazioni sul processo di micorrizazione fare riferimento al capitolo "Micorrize e micorrizazione").

Con l'inoculo della micorriza nelle radici della macrofite diminuisce il tempo necessario alla sua crescita e si determina nella stessa una maggior resistenza agli agenti patogeni ed una maggiore capacità di attecchimento.

Il processo di microrrizazione incrementa la crescita della massa radicale, aumentandone la capacità esplorativa del suolo. Tale processo, inoltre, trasferisce una maggiore quantità di ossigeno dalla parte aerea della macrofite alla sua parte sommersa, potenziando in questo modo i processi biochimici responsabili della depurazione, che si svolgono attorno alle radici, nella cosiddetta rizosfera.

Le radici micorrizate consentono alla pianta un assorbimento migliore e più selettivo dei vari cationi dei metalli pesanti e/o radio nuclidi eventualmente presenti nel refluo.

Sostituendo il materiale inerte presente come "medium" nei fitodepuratori tradizionali con un mix di zeolitite naturale (la cui superficie specifica varia tra i 200 e i 500 m^2/g) si incrementa notevolmente la crescita dei vari microrganismi ai quali è demandato il compito di degradare la materia organica, potenziando al massimo la capacità del nuovo sistema di abbattere il carico organico inquinante presente in un refluo.

Avendo il mix di Zeolitite una elevata capacità di scambio cationico, inoltre, un sistema di fitodepurazione che utilizzi questo materiale come medium di riempimento è in grado di rimuovere dalle acque i cationi dei metalli inquinanti, trattenendoli all'interno del medium stesso, purificando l'acqua che vi scorre all'interno da queste sostanze.

La condizione che si viene a creare nel letto della Wetland tra le piante (in particolare in corrispondenza della rizosfera, costituita da tectosilicati chiamati zeoliti), i microrganismi e il mix di zeoliti, fa sì che le zeolititi (nome della roccia naturale) non si saturino mai, ma che si rigenerino in continuo, grazie ad un equilibrio biochimico che si rinnova tra i vari cationi presenti nel refluo o nella Zeolite.

In particolare lo ione Ammonio (NH_4^+), la cui concentrazione nei reflui è normalmente la più elevata tra i cationi inquinanti, viene, in un primo tempo, catturato per scambio dalla zeolite presente e poi riceduto, sempre per scambio cationico, più lentamente e quindi a livelli di concentrazione più bassi, tali per cui i vari microrganismi come il nitrosomonas e il nitrobacter lo possono ossidare trasformandolo in ione nitrato.

Una piccola parte degli ioni nitrato prodotti vengono poi utilizzati come nutrienti delle piante acquatiche, mentre la maggior parte degli stessi vengono ridotti ad azoto elementare (N_2) dai batteri denitrificanti, per poi essere disperso in atmosfera come gas inerte.

Anche per i metalli pesanti e i radio nuclidi il processo di depurazione è simile a quello sopra descritto: Questi cationi, quando presenti nel refluo, vengono prima catturati per scambio cationico dalla Zeolite presente nel mix di zeolite e rimossi dal refluo, poi ceduti più lentamente (sempre per scambio cationico), permettendo alle radici delle piante radicate nel medium di catturarli e traslocarli nella parte aerea della macrofite (ovvero il fusto e le foglie della stessa), dove si andranno ad accumulare.

Una volta ogni due o tre anni, quando si andrà ad effettuare lo sfalcio delle piante, si asporteranno, con il verde, anche i metalli pesanti e i radio nuclidi recuperati dal refluo trattato della Wetland. Gli sfalci potranno poi essere smaltiti tal quali presso un centro autorizzato oppure inceneriti. Dalle ceneri ottenute, infine, potranno essere recuperati i metalli assorbiti dalle piante, per essere riutilizzati in processi industriali.

Questo nuovo tipo di processo di fitodepurazione si basa solitamente su un sistema a Flusso Orizzontale Sub – Superficiale con Macrofite emergenti radicate micorrizate, in cui la superficie dell'acqua si mantiene al di sotto della superficie del letto di almeno 5 cm. La macrofite normalmente impiegata in questo tipo di sistema di depurazione è la Phragmites Australis micorrizata, prelevata da vivaio, dove le è stata appositamente inoculata la endomicorriza.

Le principali caratteristiche di questo nuovo sistema sono:

- Fabbisogno di superficie molto ridotto rispetto ai sistemi di fitodepurazione a Flusso Sommerso Orizzontale classico
- Pressoché totale assenza di manutenzione, eseguibile da personale non specializzato
- Contenuti costi di realizzazione
- Minimi costi di gestione
- Assenza di input energetici per il suo funzionamento
- Assenza di insetti molesti e cattivi odori
- Assenza di impatto ambientale.

Da notare che il costo principale per la realizzazione di questo tipo di impianto riguarda la progettazione dello stesso in quanto, trattandosi di una tecnologia protetta da brevetto europeo può essere utilizzata esclusivamente dalle aziende autorizzate. Nei due capitoli seguenti viene riportato un breve riassunto sulle caratteristiche principali delle zeoliti e dei processi di microrrizazione delle piante (in particolare delle macrofite).

12.2 LE ZEOLITI: CARATTERISTICHE GENERALI E APPLICAZIONI

Le zeoliti sono minerali “allumo-silicati ad impalcatura tetraedrica tridimensionale (tectosilicati) contenente cavità occupate da grossi ioni e molecole d’acqua dotati di elevata mobilità tale da permette lo scambio ionico e la disidratazione reversibile”.

Le zeoliti sono i minerali più abbondanti della crosta terrestre. Esse si trovano nelle rocce sedimentarie, nei depositi lasciati dai laghi di origine salina (phillipsite, clinoptilolite, analcime, erionite, chabasite, mordentite), in depositi marini (phillipsite, clinoptilolite, analcime, erionite, mordentite) e nelle rocce vulcaniche (phillipsite, chabasite).

Depositi di diversa composizione sono presenti in USA, Giappone, Russia, ex-Cecoslovacchia, Ungheria, Bulgaria, ex-Jugoslavia, Messico, Corea, Sudafrica, Italia (i tufi campani, le lave lucitiche delle formazioni vulcaniche laziali e del monte Somma abbondano di phillipsite, mentre in Sardegna c’è abbondanza di chabasite). In alcuni casi i depositi citati contengono quantità di milioni di tonnellate, con livelli di purezza anche maggiori del 90%.

In altri casi la purezza scende al 60%, essendo il materiale zeolitico miscelato con argille e feldspati. L’Italia ha un alto rapporto tra disponibilità di zeolitite e superficie nazionale, ma sfrutta poco il patrimonio che queste rocce rappresentano.

Strutturalmente, le zeoliti costituiscono, con i feldspati ed i feldspatoidi, la classe dei tettosilicati in cui le unità “primarie” [i tetraedri (SiO4)] sono unite per i quattro vertici a formare unità “secondarie” (catene, anelli singoli e doppi, poliedri) a loro volta collegate in diversi modi a formare differenti impalcature tridimensionali di carica elettrica negativa per la parziale sostituzione di Si4+ con Al3+. La loro formula chimica generale è:

$$(Na, K, Ca_{0,5})_x\ [Al_xSi_n\text{-}xO_{2n}]\bullet mH_2O$$

dove, la parte tra parentesi quadre rappresenta il contenuto dell’impalcatura tetraedrica e il rimanente è il contenuto delle cavità extraimpalcatura.

Caratteristica che li distingue dagli altri tectosilicati è la loro singolare proprietà di gonfiare e di ribollire, se sottoposti a fusione. Tale comportamento, da cui deriva, dal greco, il nome di zeoliti (che significa “pietra che bolle”), è dovuto alla trasformazione in vapore dell’acqua che contengono nei canalicoli del reticolo sotto forma di acqua debolmente legata e quindi eliminabile con facilità.

A differenza degli altri tettosilicati, la bassa densità tetraedrica delle zeoliti comporta la presenza di pori strutturali (“cavità”) comunicanti tra loro mediante canali e quindi con l’esterno del cristallo mediante “finestre” di diametro libero molecolare (la dimensione dei canali varia a seconda della specie zeolitica presa in considerazione tra 3 e 7 Å). I vuoti (cavità + canali) sono occupati da cationi (essenzialmente Na, K e Ca) in quantità necessaria per il bilanciamento delle cariche negative dell’impalcatura e da molecole d’acqua.

Ai diversi “modi” di interconnessione spaziale dei tetraedri corrispondono diversi tipi strutturali (40 nelle zeoliti naturali) caratterizzati da differenti volumi dei pori strutturali (dal 20 al 50% del volume del cristallo) e da differenti valori dei diametri dei canali, a cui corrispondono 50 specie zeolitiche diverse. Schematicamente sono individuabili due

porzioni con differenti caratteristiche, ma strettamente interdipendenti e quindi costituenti un unico complesso dotato di esclusive proprietà chimico-fisiche.

Una porzione (Figura 14), definibile come ‘anionica rigida’, è costituita da un’impalcatura tridimensionale di tetraedri (TO_4) ai cui vertici si trovano gli atomi di ossigeno e al centro atomi(T) di Si^{4+} e Al^{3+}, e ha carica elettrostatica negativa proporzionale alla carica di Al.

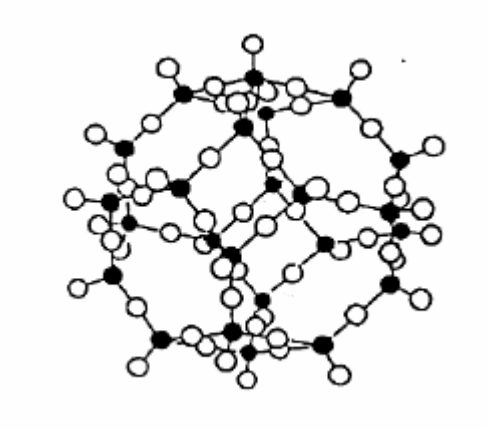


Figura 14

Le Figura 15 e **Figura** 15 rappresentano la struttura classica delle zeoliti

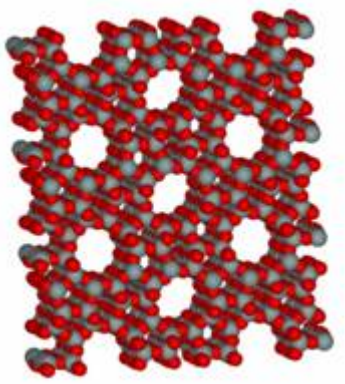


Figura 15

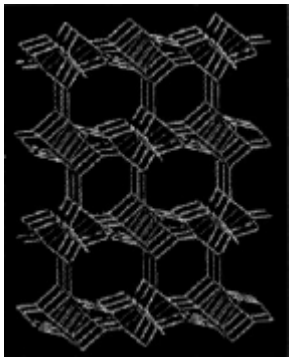


Figura 16

Le Foto 1 e Foto **2**, infine, riporta quello che è l’aspetto dei grani di zeolite visti ad occhio nudo.

Foto 1

Foto 2

La moneta inserita nella foto è presente per dare un’dea delle dimensioni dei granuli di zeolite.

Cationi alcalini (essenzialmente Na e K) e alcalino - terrosi (essenzialmente Ca), in quantità necessaria per il bilanciamento della carica negativa dell’impalcatura, e molecole d’acqua occupano le porosità strutturali (cavità + canali), costituendo l’altra porzione, definibile come ‘cationica idrata mobile’. Infatti, senza alcuna o con minima variazione della porzione ‘rigida’, la porzione ‘mobile’ può essere modificata in seguito a due tipi di processi praticamente reversibili all’infinito:

a) l’acqua può essere rimossa per semplice riscaldamento al di sotto di 300°C (“disidratazione” o “attivazione”) e successivamente riacquistata (“reidratazione”)

in seguito a raffreddamento in ambiente atmosferico o sostituita da altre molecole a polarità naturale o indotta purché di diametro cinetico inferiore al diametro libero dei canali ("adsorbimento selettivo" o "setacciamento molecolare"); le zeoliti disidratate offrono infatti un'ampia superficie interna (600- 800 m^2 per grammo di sostanza) raggiungibile attraverso finestre di dimensioni fisse, il che consente straordinarie proprietà catalitiche oltre alla già citata reidratazione e al setacciamento molecolare;

b) È possibile assorbire selettivamente gas specifici. La selettività è determinata dalla dimensione dei canali, che è specifica per ogni tipo di zeolite. Questi materiali possono quindi agire da setacci molecolari (molecular gas sieves). Gli stessi vengono utilizzati in processi che preveono l'assorbimento di ammoniaca, H_2S, CO, CO_2, SO_2, O_2, N_2, HCHO. Alcune zeoliti hanno il 45-50% di spazio vuoto al loro interno ed un'area superficiale di circa 500 m^2/g, per cui possono essere utili in applicazioni per il controllo dell'odore (toilette pubbliche, stalle, allevamenti di polli e maiali, lettiere per animali domestici, che rilasciano vapori di NH_3 H_2S, VOC spiacevoli e nocivi per animali e uomini) e per uso industriale su alcun ti pi di emissioni/processi.
c) i cationi possono essere sostituiti da altri cationi comportanti la stessa carica positiva ("scambio cationico") come piombo, tallio, caesio, stronzio, rame, zinco, ecc., in base alla specifica selettività di scambio del materiale. La quantità scambiabile dipende dalla capacità di scambio, espressa in meq/g.

La capacità di scambio cationico (CEC: total cation exchange capacity) delle zeoliti arriva fino a valori di 2- 4 meq/g che non solo è nettamente superiore a quella degli altri composti inorganici naturali (montmorillonite 1 meq/g; sepiolite 0.1- 0.2 meq/g), ma si realizza in modo tipicamente selettivo in quanto da una soluzione policationica vengono maggiormente e primariamente rimossi i cationi a più bassa energia di solvatazione, ossia quelli con carica bassa ed elevato raggio cationico; tra questi i principali sono K e NH^{4+}.

Questi ioni vengono scambiati con i cationi Na^+ della struttura cristallina. La capacità di scambio è maggiore quanti più sono i cationi contenuti all'interno della zeolite; la carica elettrica dei cationi dipende dal rapporto tra silicio e alluminio: quanto minore è questo rapporto, tanto maggiore è il numero delle cariche elettriche da compensare e quindi aumenta la capacità di scambio. Tra le zeoliti più selettive per l'NH_4, ricche in K e povere in Na, ci sono la phillipsite, la chabasite e la clinoptilolite.

Come detto, la formula bruta di una zeolite può essere espressa come $M_n^+/nO{\cdot}Al_2O_3{\cdot}xSiO_2{\cdot}yH_2O$, dove x= 2 – 10 e y = 2- 7 e dove il metallo M^+ (Na^+, K^+, Ca^+, Mg_2^+) compensa lo sbilanciamento di carica dovuto alla sostituzione di Si con Al.

Prendendo ad esempio la clinoptilolite, che ha formula $(Na_3K_3)(Al_6Si_{40})O_{96}{\cdot}24H_2O$, Na^+ e K^+ sono i cationi scambiabili (6 eq per peso formula), ne risulta una capacità nominale di 2.2 meq/g.

I valori di capacità di scambio di zeolititi naturali vengono misurati sperimentalmente con esperimenti in batch o tramite percolazione su colonna. I valori dipendono dalla purezza del materiale e, per minerali particolarmente pregiati , sono di solito ridotti a 1-1.5 meq/g, ancora superiori ai valori di 0.8-1.0 meq/g delle migliori argille montmorillonitiche. Di rilievo pratico è la capacità di scambio cationico espressa in peso.

Per una capacità di scambio di 1.5 meq/g, si può facilmente calcolare che 1 m^3 (1 t) di minerale può contenere 28 Kg di ammonio, o 48 Kg di Cu_2^+ o 155 Kg di Pb_2^+, implicando che se questi ioni devono essere rimossi da acque contaminate (si supponga che le acque contengano 100 ppm di sostanza inquinante) possono essere trattati rispettivamente 280, 480 o 1550 m^3 di acqua per m^3 di zeolitite perché quest'ultima arrivi a saturazione.

La tipica e più importante applicazione delle zeolititi è proprio lo scambio ionico per il controllo del livello di concentrazione di specie cationiche in acqua. Di particolare interesse è la rimozione di metalli tossici (Cu_2^+ Pb_2^+, e Zn_2), di rifiuti radioattivi (90Sr e 137 Ce), il trattamento di scarichi urbani (NH_4^+), la rimozione di NH_4^+ in pescicoltura e in acquari, la rimozione di cationi rimovibili in genere (Rb^+, Li^+ in, K^+, Cs^+, Na^+, Ag^+, Cd^{++}, Ba^{++}, Sr^{++}, Ca^{++}, Hg^{++}, Mg^{++}, Fe^{+++}, Co^{++}, Al^{3+}, Cr^{3+}).

La metodologia normalmente usata per la depurazione delle acque inquinate di cui sopra è la filtrazione su colonna di zeoliti. L'efficienza di rimozione dipende da molteplici fattori, tra cui la concentrazione di cationi competitivi e la selettività della zeolite. In particolare le zeoliti a base di Phillipsite o Clinoptilolite hanno una spiccata selettività verso lo ione ammonio (NH_4^+) ed i cationi dei radionuclidi (Cs, Sr), mentre la zeolite a base di Chabasite ha una spiccata selettività verso i cationi di metalli pesanti (Pb, Cd, Cu, Zn, As, Hg).

L'applicazione di questi materiali in letti orizzontali permette di abbinare all'effetto di ritenzione dovuto allo scambio ionico, altri trattamenti. La fitodepurazione su letto di zeolititi permette l'eliminazione di alcune specie trattenute, come l'ammonio, con un migliorato effetto di abbattimento.

Un interessante applicazione delle zeolititi si ha anche per il controllo e l'utilizzo di ammonio come fertilizzante sul suolo.

L'uso di questo fertilizzante in concentrazioni troppo alte porta ad effetti tossici e alla "bruciatura" delle radici delle piante trattate. Ne consegue che la fertilizzazione deve essere regolata sia nella quantità, che nel frequenza di applicazione del fertilizzante. Con l'applicazione della zeolite caricata con il fertilizzante di cui sopra, si può invece ottenere un lento rilascio di potassio e ammonio all'interno del suolo, con riduzione della tossicità e prevenzione del "root burning" e con minore perdita di azoto contenuto all'interno del materiale in seguito a percolazione e dilavamento per pioggia o eccessiva irrigazione.

12.3 MICORRIZE E MICORRIZAZIONE

Introduzione

Le micorrize sono associazioni simbiontiche fra funghi del terreno e radici di piante superiori. Il fungo micorrizico assorbe elementi nutritivi dal terreno e li cede alla pianta ospite, permettendo alla stessa di disporre una migliore capacità di rifornimento idrico. La pianta, da parte sua, fornisce il carbonio (ottenuto dalla fotosintesi) al fungo micorrizico, consentendone lo sviluppo. La simbiosi tra micorriza e pianta permette un maggior sviluppo delle piante micorrizate rispetto a quelle non micorrizate.

L'effetto della micorrizazione è essenzialmente un enorme aumento della superficie e del volume radicale (nei casi più clamorosi si è assistito ad un aumento del 700%

dello stesso) e, nelle ectomicorrize, della formazione di un mantello fungino attorno alle radici.

I risultati ottenuti con l'instaurarsi della simbiosi tra fungo e pianta sono:

- Incremento delle capacità di assorbimento di acqua, macro e micro elementi (fosforo in particolare, zinco, ferro, manganese, ecc.) da parte delle radici della pianta con conseguente rapido sviluppo della stessa.
- Capacità di resistenza della pianta a livelli di salinità elevati.
- Insorgenza di un parziale effetto di "barriera meccanica" nei confronti di funghi patogeni e nematodi.
- Riduzione degli effetti della crisi da trapianto
- Possibilità di assorbimento, da parte della pianta, di metalli pesanti.

I tipi di micorrize, i microrganismi agronomicamente utili, gli inoculi commerciali e i campi di impiego

In natura sono presenti due tipi di micorrize che sono:

Le **Ectomicorrize:** di questo tipo di micorriza sono conosciute circa 5000 specie, in grado di colonizzare poche specie di piante, quasi tutte forestali (conifere latifoglie). mentre non colonizzano colture d'interesse agrario. Le ife crescono tra le cellule radicali e sulla superficie delle radici. Queste micorrize cambiano la morfologia delle radici delle piante, rendendole facilmente riconoscibili anche senza l'ausilio di microscopio.

Le **Endomicorrize:** sono simbionti obbligati delle piante. Le specie conosciute sono circa 150. Questo tipo di micorriza è in grado di colonizzare circa il 95% delle specie vegetali. Le endomicorrize possono essere suddivise in cinque sottogruppi. Le più comuni sono denominate **microrrize arbuscolari** (o *vescicolo-arbuscolari* – ***VAM***): il fungo, che cresce nel terreno, penetra nelle cellule radicali, dove forma strutture ramificate chiamate arbuscoli, che sono la sede di scambio tra la pianta e il fungo. Le VAM colonizzano gran parte delle specie di interesse agrario ***(piante erbacee e piante da frutto)***, forestale ***(latifoglie)*** e ambientale (es, *Canna palustre*). In particolare possono essere micorrizate quasi tutte le specie **orticole** (ad eccezione della famiglia delle Barassicaceae e Chenopodiaceae) e tutte le specie di **colture estensive** (es. mais, soia...), ad esclusione della barbabietola.

Le Foto 3 Foto 4 rappresentano le radici di Canna di Palude (Phragmites Australis) come appaiono al microscopio una volta micorrizate.

Foto 3

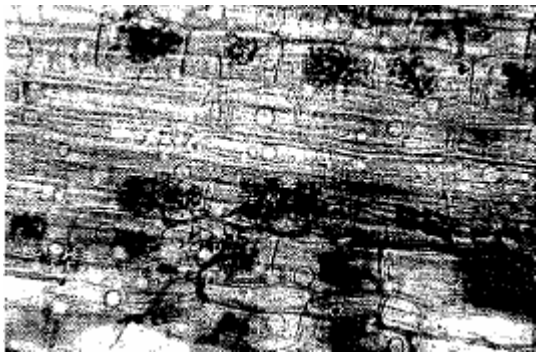


Foto 4

Nella “micorrizosfera” (ambiente compreso nell’apparato radicale micorrizato) si creano condizioni particolarmente favorevoli alla vita dei microrganismi utili.

Tra questi citiamo gli azotofissatori (f.s. rizobi, azospirilli, azotobacter, Bacillus polymyxa), i PGPR (Plant Growth Promoting Rhizobacteria) come ad es. Pseudomonas, i solubilizzatori dei Sali di fosforo (es. Bacillus megaterium), gli antagonisti dei nematodi (es. Arthrobotrys sp.) e di funghi patogeni (es. Trichoderma sp.).

Questi microrganismi svolgono la loro specifica azione utile, che viene messa a disposizione dalla pianta in modo massivo grazie al grande apparato radicale provocato dalle micorrize.

Per quanto espresso sopra è evidente che i migliori risultati per le colture si ottengono dall’associazione ternaria **radici- micorrize - microrganismi utili.** La presenza, nei terreni agrari e forestali, di ceppi selvatici di micorrize e di microrganismi utili dovrebbe garantire una crescita ottimale per le piante coltivate. In realtà, la scarsa efficienza dei simbionti micorrizici selvatici e la bassa concentrazione dei microrganismi utili non ottimizza la crescita e lo sviluppo delle piante. La selezione e la produzione “in purezza” di microrganismi utili e di micorrize ha portato nel corso degli anni alla formulazione di prodotti di elevato livello tecnologico che danno una risposta in termini di produttività in quasi tutte le condizioni di coltivazione. Il concetto espresso prima dell’associazione ternaria **radici – micorrize - microrganismi utili** ha portato alla produzione di inoculi micorrizici utilizzati per la micorrizazione “artificiale” di molte piante ad uso agrario e ambientale.

La possibilità di ampliare a livello esponenziale l’apparato radicale delle piante deputate alla fitodepurazione, consente di aumentare l’efficacia della eco-tecnologia in questione nei confronti dei reflui. La pianta micorrizata risulta più efficiente ma anche più robusta e longeva. Ciò gli consente di sopravvivere ai climi avversi e a condizioni pedologiche limite.

13. ALCUNI CASI DI STUDIO

Di seguito vengono riportate alcune esperienze dirette che utilizzano la tecnica della fitodepurazione per varie tipologie di refluo. Vengono presentati alcuni casi emblematici, che prevedono l'utilizzo di questo sistema di trattamento in varie condizioni. Nello specifico, sono stati presi in considerazione alcuni siti ad alta quota ed un sistema di fitodepurazione industriale utilizzato come finissaggio di un refluo già precedentemente trattato con impianti di depurazione tradizionali.

13.1 PLESCHWIRT

"Pleschwirt" è una locanda situata sul monte Pleschkogel, in Austria, a circa 30 km a nord-ovest di Graz, capoluogo della Stiria. È frequentata da turisti escursionisti soprattutto nei week-end. Inoltre, è presente un maneggio. Una o due volte l'anno si tiene un mercato ippico che conta circa 3000 visitatori.

Prima dell'installazione dell'impianto di fitodepurazione, le acque reflue venivano trattate in una fossa settica. I proprietari del maneggio si rifornivano (e tutt'ora si) riforniscono di acqua da una fonte propria.

La tabella sottostante riporta le caratteristiche principali del sito:

Altitudine	1020 m.s.l.m.
Stagione di maggior utilizzo del sito	inverno, primavera, week-end estivi
Capacità ricettiva	ristorazione 100 posti al chiuso, 100 posti all'aperto
Acque reflue prodotte	2-3 m^3/giorno

Tabella 18 – Caratteristiche salienti del sito di Pleschwirt

La foto seguente (Foto 5) offre una veduta del sito

Foto 5

Per implementare il trattamento dei reflui di questo sito è stata studiata una soluzione personalizzata, che ha previsto:

- L'installazione di una seconda fossa settica per quanto riguarda il trattamento primario del refluo;
- L'implementazione di una vasca di polmonazione (buffer) per ridurre le variazioni di carico settimanale che potrebbero interessare l'impianto di fitodepurazione;
- La predisposizione di due celle di fitodepurazione in parallelo, di cui una a flusso sommerso orizzontale ed una a flusso sommerso verticale.

La Figura 17 sottostante rappresenta l'impianto di depurazione nel suo complesso

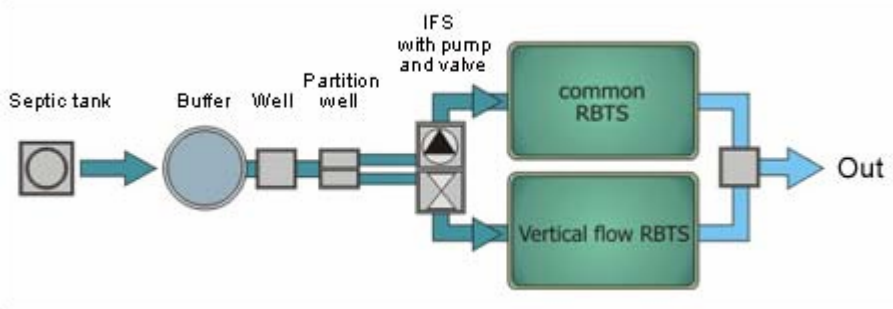


Figura 17

I grafici sottostanti riportano i risultati ottenuti da questo impianto di depurazione per diversi tipi di indicatori di inquinamento (COD [mg O_2/l, Azoto ammoniacale – NH_4^+ [mg N/l] ed Escherichia Coli [ufc/100]) in funzione dei vari periodi dell'anno.

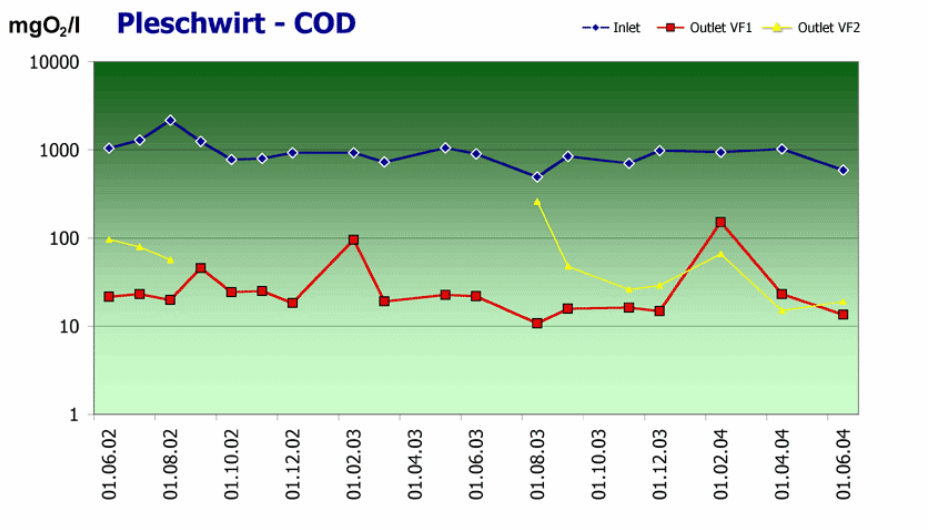


Grafico 1

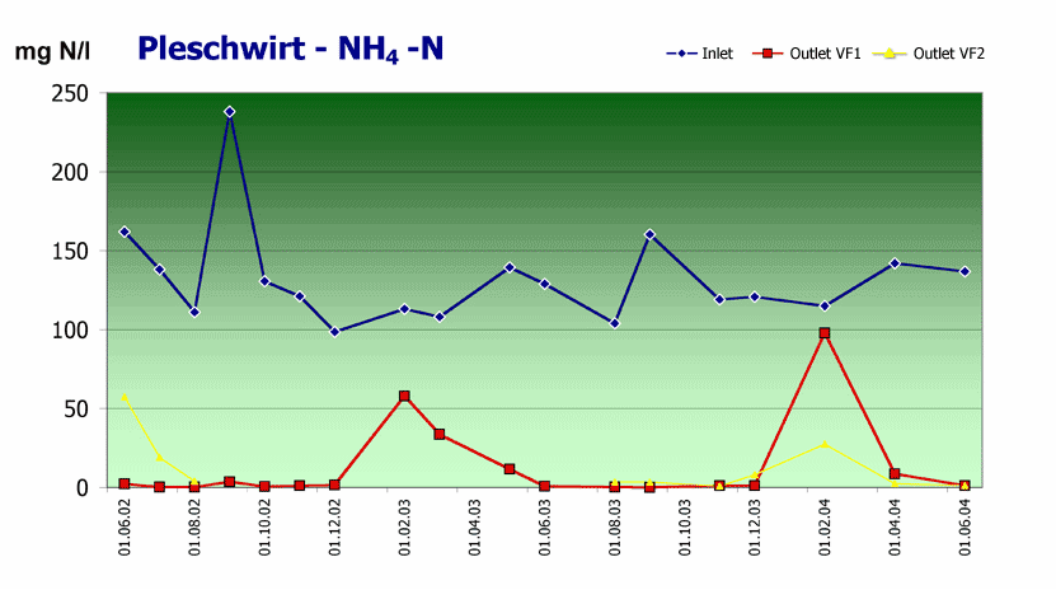


Grafico 2

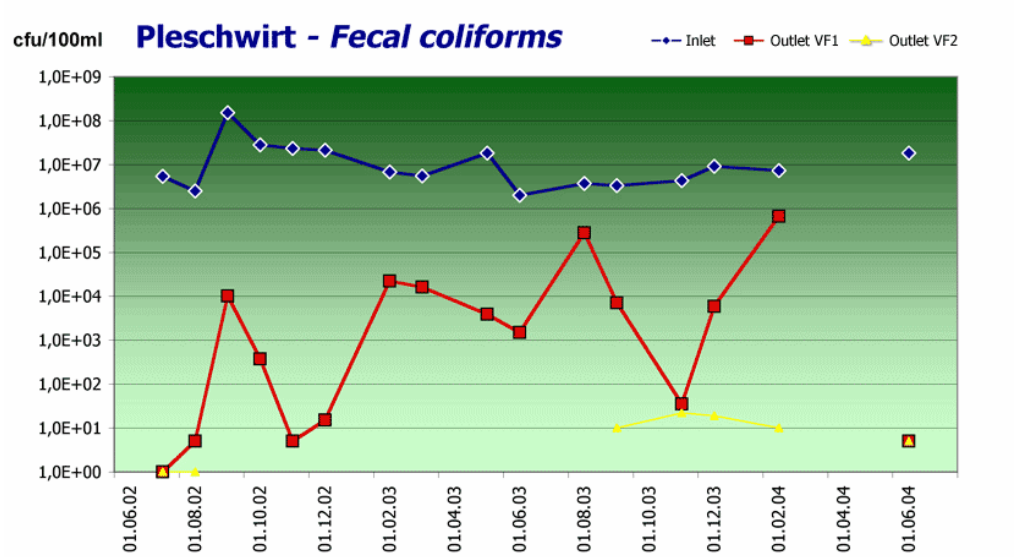


Grafico 3

Nell'interpretare i grafici si deve tenere conto del fatto che la cella di fitodepurazione a flusso sommerso verticale è a funzionamento discontinuo. Da notare inoltre che l'ordinata del grafico che rappresenta l'andamento della concentrazione degli Escherichia Coli in ingresso e in uscita dall'impianto è in scala logaritmica.

13.2 "FISCHERHOF" RESTAURANT AND SANATORIUM

A Fischerhof, in Austria (e precisamente nella regione di carinzia), nella valle di Gurk, è presente un ristorante, un agriturismo ed una pensione di ricovero per persone portatrici di handicap.

Gli ospiti arrivano principalmente durante i fine settimana, quando il ristorante funziona a pieno ritmo.

Fischerhof possiede inoltre un'attività di produzione casalinga di carni, che derviano dagli animali allevati in loco.

All’interno della tenuta vi sono inoltre tre case famigliari singole abitate tutto l’anno e due residences di proprietà di famiglie straniere che le abitano per qualche fine settimana all’anno, in estate e/o in inverno, il cui sistema di scarico delle acque reflue è collegato con quello dell’edificio principale di Fischerhof.

Gli inverni della zona (che è molto vicina alle montagne) sono lunghi e rigidi.

La tabella sottostante riporta le caratteristiche principali del sito

Altitudine	800 m.s.l.m.
Stagione di maggior utilizzo del sito	Estate e inverno, sono i periodi di maggior affluenza del ristorante.
Capacità ricettiva	Ristorazione 60 posti al chiuso, 20 posti all’aperto.
Produzione di reflui della "popolazione” permanente	Circa 26 m^3/giorno, pari a circa 170 ae

Tabella 19 - Caratteristiche salienti del sito di Fischerhof

La foto seguente offre una veduta del sito.

Foto 6

L’acqua potabile della tenuta proviene da una sorgente che appartiene al proprietario di Fischerhof.

Prima dell’installazione dell’impianto di depurazione il ristorante e l’ospizio scaricavano i reflui all’interno di una fossa settica. L’eventuale traboccamento di tale fossa veniva scaricato nel terreno per subirrigazione.

L’elemento principale del sistema di trattamento dei reflui a Fischerhof è un impianto di fitodepurazione artificiale da 160 a.e..

Dato che l’edificio principale era in restauro, è stato estremamente semplice implementare le misure di risparmio idrico nella rete di adduzione. Le acque trattate vengono adesso immagazzinate in uno stagno e riutilizzate per l’irrigazione delle aree a verde.

Le misure di risparmio idrico adottate sono di seguito riportate:

- Riduttori di flusso per il risparmio idrico (e per il risparmio energetico) sui rubinetti (controllati mediante cellula ad infrarossi);
- erogatori con riduttori di flusso sulle docce e miscelatori termostatici con regolazione di flusso e temperatura;
- servizi igienici con sciacquoni ad alta efficienza con cassonetti a doppio pulsante (3 e 6 litri, il modello svedese di maggiore efficienza non era, all'epoca della realizzazione del progetto, ancora disponibile sul mercato austriaco);
- un orinatoio "a secco" installato come esperienza pilota e dimostrativa;
- due nuove lavatrici ad alta efficienza (bassi consumi di acqua ed energia).

Le acque reflue vengono raccolte in un unico sistema fognario e subiscono un trattamento primario in una vasca settica tricamerale. Da questa i reflui vengono suddivisi in tre parti, alimentando tre letti di fitodepurazione a flusso sommerso verticale. La distribuzione viene effettuata con 3 dispositivi valvolari da 1000 l/min. (tubi galleggianti), che permettono l'alimentazione alternata dei letti di fitodepurazione per gravità, e che sono stati appositamente realizzati per questo impianto.

L'effluente dei letti di fitodepurazione viene convogliato in uno stagno di accumulo dove l'acqua viene tenuta a disposizione per i periodi di siccità. L'effluente dello stagno non avrebbe potuto essere infiltrato nel suolo dato che le autorità competenti non hanno accettato tale soluzione anche se il sottosuolo risulta permeabile, non c'è uso di acque di falda ed il suolo risulta abbastanza secco nel periodo estivo. La motivazione fornita dalle autorità e che ci si aspetta che le acque provenienti dal sanatorio possano contenere quantità inusuali ed elevate di farmaci, e si deve quindi evitare la contaminazione delle acque sotterranee a causa degli stessi. Conseguentemente, è stata installata una tubazione di 300 m che raggiunge il Fiume Gurk, il principale corpo idrico della valle.

I fanghi primari prodotti dalla vasca settica vengono compostati in due letti di fitodepurazione per la disidratazione e il compostaggio di fanghi.

Sono stati realizzati due letti in modo tale da permettere un anno di inattività per uno dei due letti al momento in cui si deve procedere alla rimozione del materiale compostato, al termine di un periodo di 10 anni di alimentazione. Il percolato dei due letti viene ricircolato all'interno della vasca settica.

La figura sottostante (Figura 18) rappresenta lo schema operativo del sistema di fitodepurazione

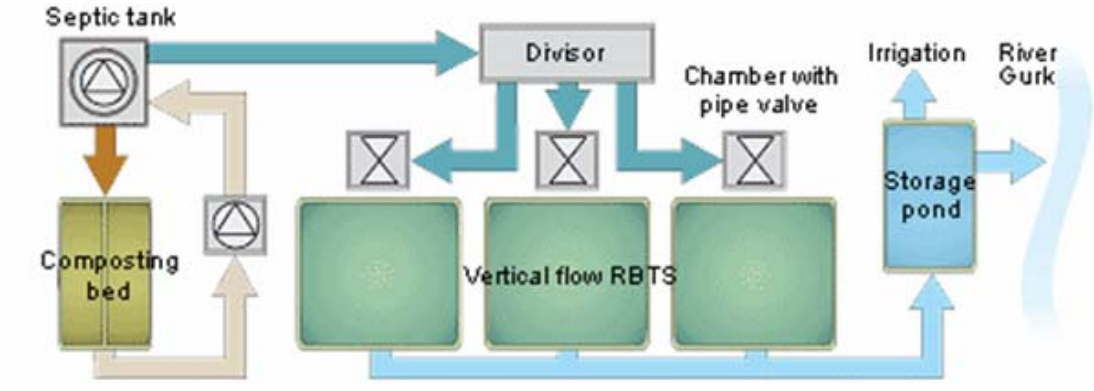


Figura 18

I grafici sottostanti riportano infine i risultati ottenuti da questo impianto di depurazione per diversi tipi di indicatori di inquinamento (COD [mg O_2/l, Azoto ammoniacale – NH_4^+ [mg N/l] ed Escherichia Coli [ufc/100]) in funzione dei vari periodi dell'anno.

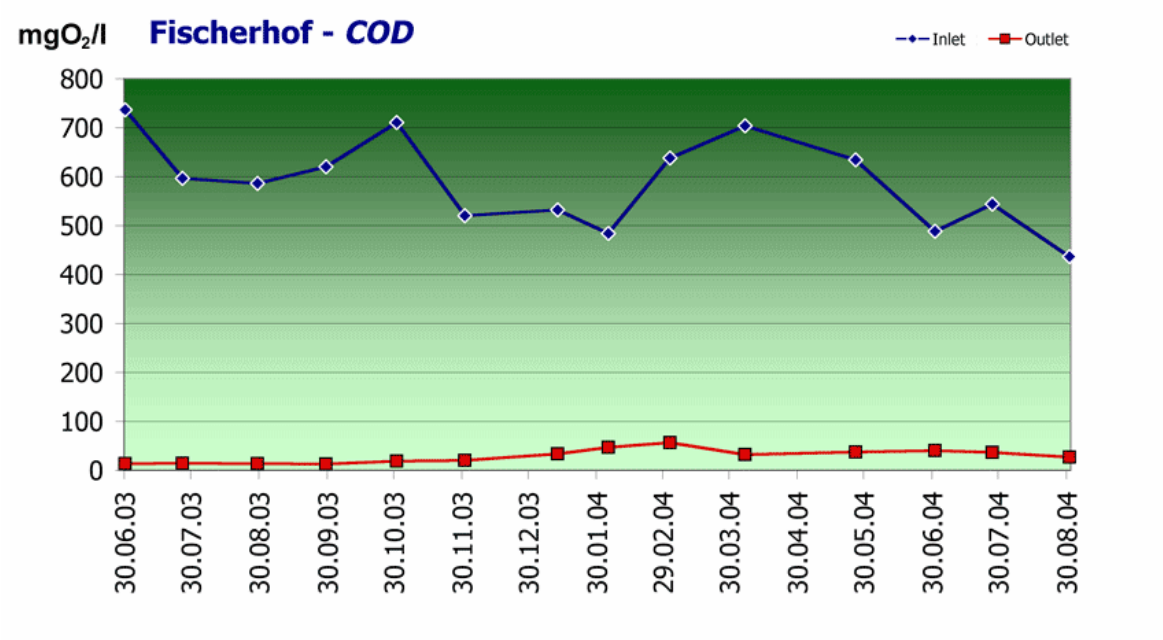


Grafico 4

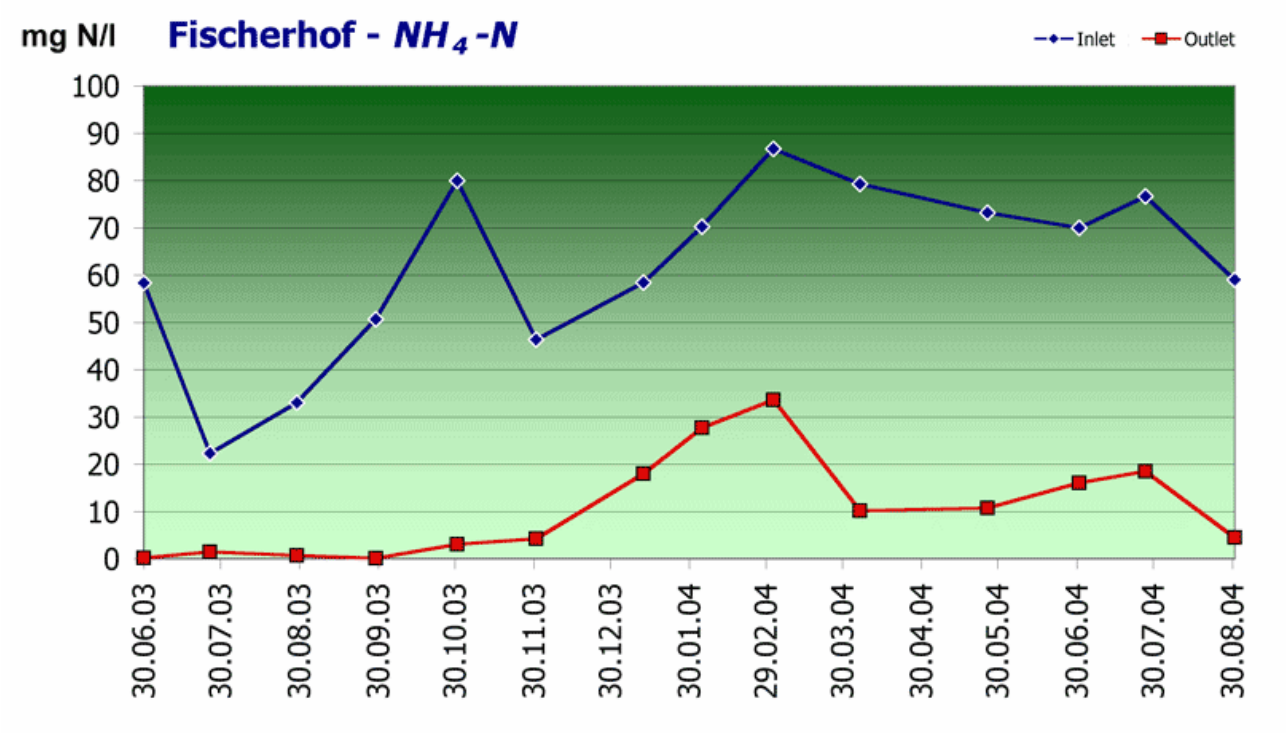


Grafico 5

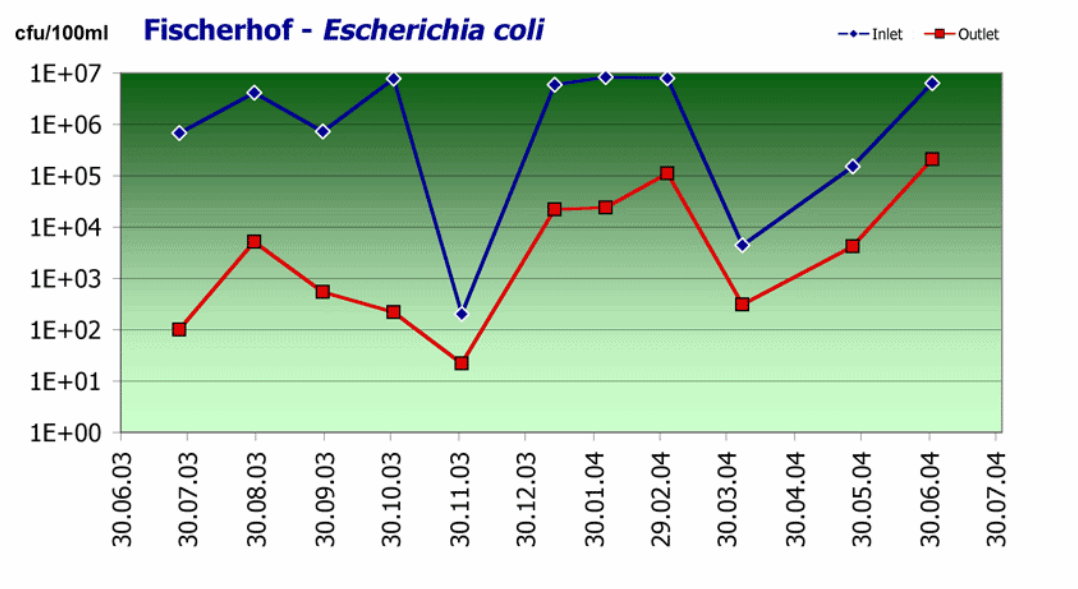


Grafico 6

Anche in questo caso l'ordinata del grafico della concentrazione dell'Escherichia Coli in ingresso e in uscita dall'impianto è in scala logaritmica.

13.3 RIFUGIO DELL'ABETINA REALE

Il "Rifugio dell'Abetina Reale" è un rifugio montano all'interno di un parco naturale (Parco del Gigante) negli Appennini, tra la Toscana e l'Emilia Romagna. L'acqua potabile, disponibile tutto l'anno, proviene da un torrente vicino al rifugio. Tutte le acque reflue, prima della predisposizione dell'impianto di fitodepurazione venivano scaricate nello stesso torrente dopo un pre-trattamento nella fossa Imhoff.

La foto sottostante offre una visione del sito:

Foto 7

La tabella sottostante riporta invece le caratteristiche principali del sito.

Altitudine	1410 m.s.l.m.	
Stagione	aprile – ottobre (l'accesso è possibile solo se le strade non sono innevate)	
Capacità ricettiva	70 letti Ristorante: 60 posti per tre volte al giorno durante il fine settimana Staff permanente: 6 persone	
Consumo idrico	massimo	7,4 m^3/giorno
	medio	3,0 m^3/giorno
	minimo	2,0 m^3/giorno
Acque reflue prodotte	circa 40-100 a.e.	

Tabella 20 – Caratteristiche del sito del rifugio dell'Abetina Reale

Per equalizzare le oscillazioni di portata delle acque reflue prodotte e ridurre al minimo l'area necessaria per il trattamento di fitodepurazione è stata inserita una vasca di equalizzazione dopo la il trattamento primario (vasca settica). Da qui parte un impianto di sollevamento che alimenta due sistemi a flusso sommerso verticale in parallelo. Uno dei due sistemi è stato progettato seguendo la procedura comune del progetto SWAMP (per informazioni visitare il sito www.swamp-eu.org.

Nella figura seguente si mostra e uno schema a blocchi del sistema di trattamento delle acque reflue.

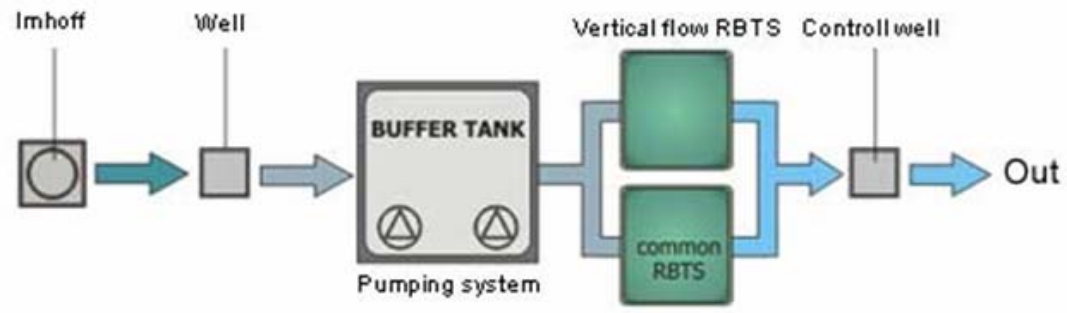


Figura 19

I grafici sottostanti riportano infine i risultati ottenuti da questo impianto di depurazione per diversi tipi di indicatori di inquinamento (COD [mg O_2/l, Azoto ammoniacale – NH_4^+ [mg N/l] ed Escherichia Coli [ufc/100]) in funzione dei vari periodi dell'anno.

Al momento non è purtroppo possibile fornire dei dati più precisi.

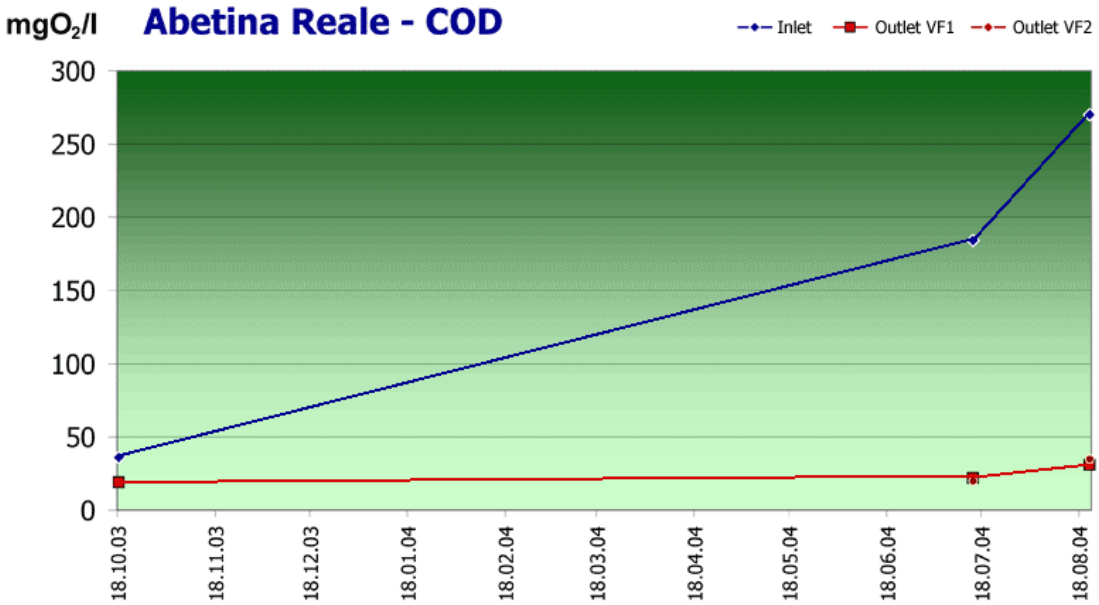


Grafico 7

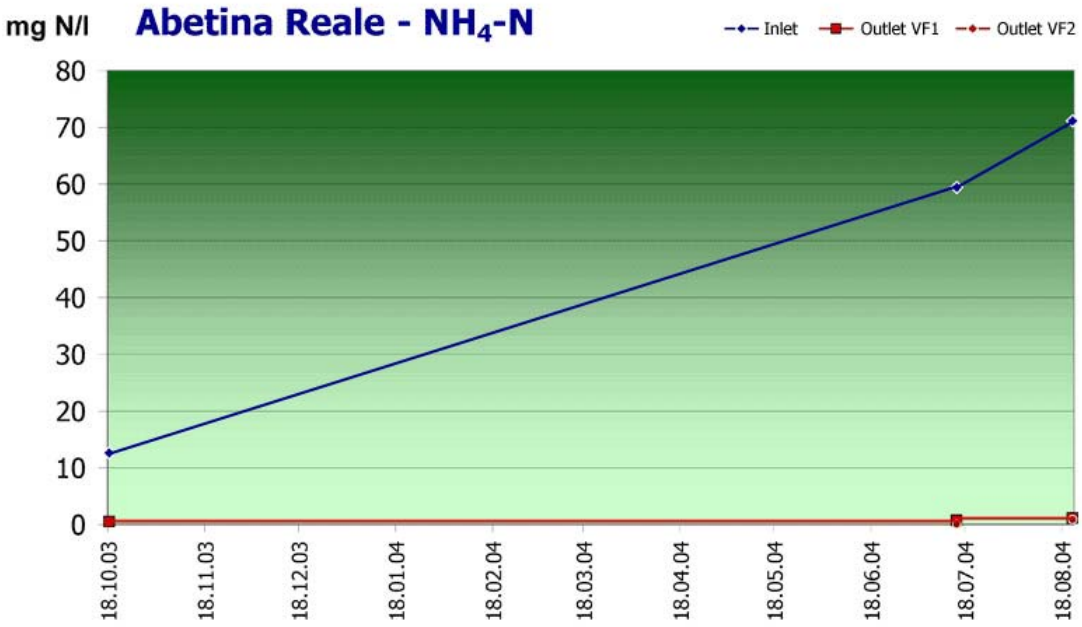


Grafico 8

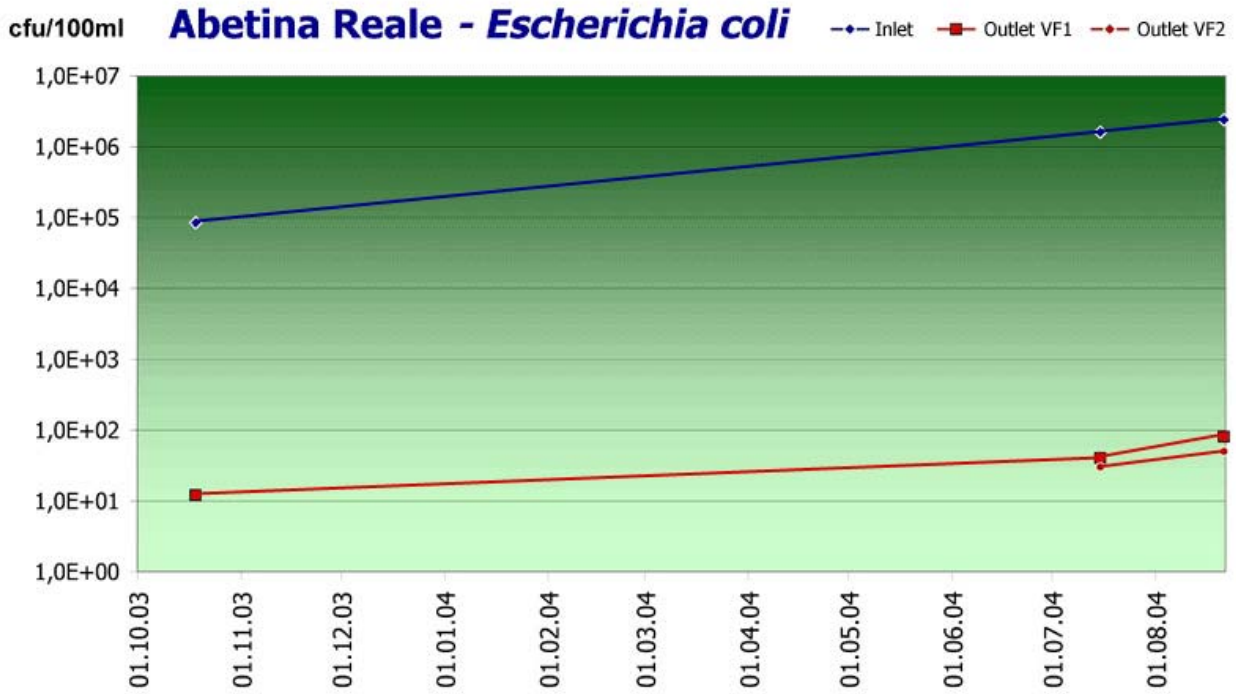


Grafico 9

Anche in questo caso l'ordinata del grafico indicante la concentrazione dell'Escherichia Coli in ingresso e in uscita dall'impianto è in scala logaritmica (in base dieci).

13.4 IMPIANTO DI FITODEPURAZIONE ARTIFICIALE A COSSATO

L'impianto che viene presentato nel seguito è, per l'appunto un impianto di fitodepurazione artificiale (e quindi costruito implementando un letto filtrante composto da zeolite e piante macrofite emergenti micorrizate) utilizzato per il trattamento terziario di un refluo di provenienza sia civile che industriale, finalizzato al riutilizzo del dello stesso una volta depurato.

L'impianto di cui sopra si inserisce all'interno dell'impianto di depurazione di Cossato (BI), gestito dalla CORDAR S.p.A. Biella Servizi, avente la potenzialità di 520.000 ae, il cui funzionamento è riassunto dallo schema a blocchi riportato in Figura 20

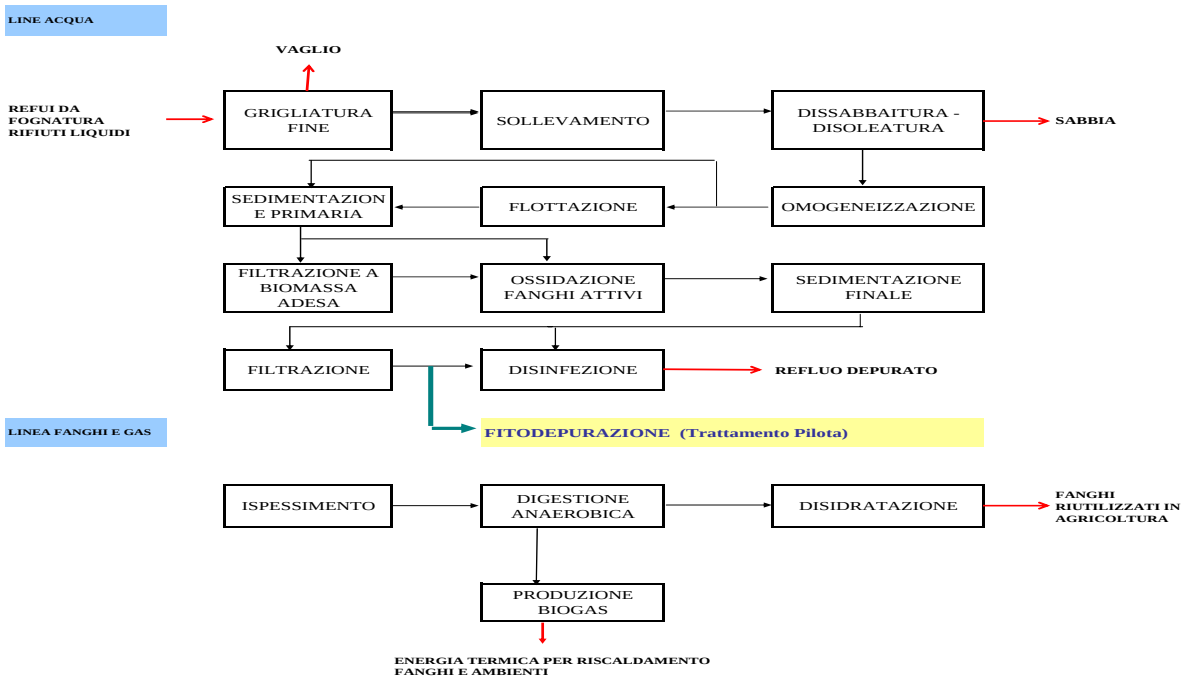


Figura 20

I dati che è stato possibile reperire per questo caso si riferiscono alla sperimentazione dello stesso, svolta dal gestore nel periodo di tempo compreso tra il luglio 2004 e il dicembre 2006.

L'impianto di fitodepurazione analizzato si presenta come un classico impianto a flusso sommerso orizzontale, il cui materiale di riempimento classico del letto è stato sostituito dalla zeolite e in cui le macrofite utilizzate sono Phragmites Australis micorrizate. Il principio di funzionamento di tale impianto può essere schematizzato dalla Figura 21.

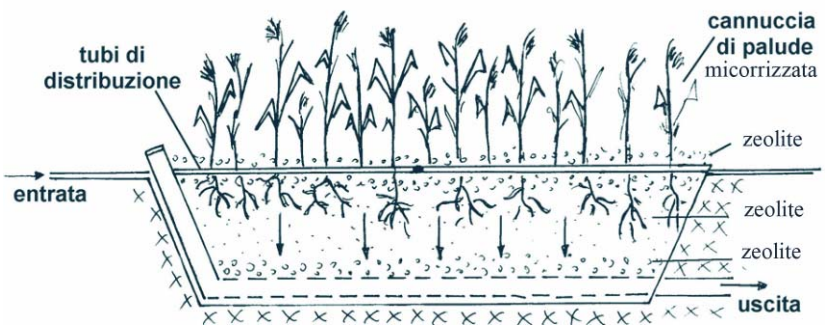


Figura 21

L’impianto è costituito da uno scavo rettangolare di 5 x 10 x 0.9 m (che corrisponde ad un volume di 45 m^3), impermeabilizzato tramite geo-membrana dallo spessore di 2.5 mm e riempito, per 42.5 m^3, da zeolite calibrata composta da un mix di materiale di quattro granulometrie diverse, poste in modo alternato (8/15 mm; 3/6 mm; 1/3 mm; 0.15/1.5 mm). Inizialmente, all’interno del sito di fitodepurazione sono state piantate 200 Phragimtes australis (4/m^2 di superficie).

Secondo quanto comunicato dal CORDAR S.p.A. Biella Servizi, il costo per la realizzazione dell’impianto di fitodepurazione di cui sopra è risultato piuttosto modesto. Le spese principali riguardanti lo stesso sono state sostenute per:

- Acquisto di 200 esemplari di Phragmites Australis (costo: 2.32 €/unità)
- Acquisto della Zeolite (costo indicativo:160 €/t)
- Acquisto e posa Geomembrana (costo: 10,50 €/m^2)
- Realizzazione dello scavo
- Acquisto ed installazione di una pompa per il rilancio e l’approvvigionamento del refluo.

Da notare (come già accennato in precedenza) che il costo principale per la realizzazione di questo tipo di impianto riguarda la progettazione dello stesso in quanto, trattandosi di una tecnologia protetta da brevetto europeo può essere utilizzata esclusivamente dalle aziende autorizzate.

Le foto seguenti rappresentano le varie fasi costruttive dell’impianto di fitodepurazione, da come appariva alla posa iniziale della geomembrana fino ad arrivare all’impianto terminato ed avviato.

Foto 8

Foto 9

Foto 10

Foto 11

Foto 12

Le tabelle sottostanti riportano i valori di alcuni indicatori di inquinamento presenti all'interno dei reflui trattati dall'impianto di fitodepurazione in esame, sia all'ingresso che all'uscita degli stessi. Le tabelle riportano valori medi calcolati per i diversi anni di attività dell'impianto.

Parametro	u.m.	IN	OUT
Q in	m^3/d	46.000	
COD	mg/l	720	68
BOD_5	mg/l	166	15
N-tot	mg/l	19,1	15,6
P-tot	mg/l	5,2	1,1
TN	mg/l	5,6	1,4
SST	mg/l	534	22

Tabella 21 – Caratteristiche del refluo in ingresso e in uscita dall'impianto di fitodepurazione – ANNO 2005

Parametro	u.m.	IN	OUT
Q in	m^3/d	46.000	
COD	mg/l	720	68
BOD_5	mg/l	166	15
N-tot	mg/l	19,1	15,6
P-tot	mg/l	5,2	1,1
TN	mg/l	5,6	1,4
SST	mg/l	534	22

Tabella 22– Caratteristiche del refluo in ingresso e in uscita dall'impianto di fitodepurazione – ANNO 2006

La tabella sottostante riporta invece le caratteristiche del refluo in ingresso all'impianto di fitodepurazione nei vari periodi di sperimentazione e di avvio dell'impianto

PERIODO	PORTATA m^3./d	A.E. tratatti (A.E.= 200 l/d)	AREA WETLAND m^2./A.E
lug -set 2004 **I FASE**	8	40	1,25
Ott -gen. 2004 **II FASE**	12	60	0,83
Feb –apr 2005 **III FASE**	20	100	0,5
Mag-giu.2005 **IV FASE**	24	120	0,42
Lug-set. 2005 **V FASE**	30	150	0,33
ott. 2005-nov. **2006** **VI FASE**	36	180	0,28

Tabella 23

In ultimo le tabelle sottostanti descrivono il comportamento dell'impianto di fitodepurazione in base alle varie fasi di sperimentazione dello stesso

DATA CAMPIONAMENTO		28/07/2004	29/07/2004	% abbattimento	03/09/2004	06/09/2004	% abbattimento	01/10/2004	04/10/2004	% abbattimento
PARAMETRI		IN	OUT		IN	OUT		IN	OUT	
Aspetto		limpido	limpido		limpido	limpido		limpido	limpido	
Colore (non percettibile)		1:5	1:5		1:5	1:3		1:7	1:5	
PH		6,8	7,3		7,0	7,2		7,6	7,5	
COD	mg/l	42	26	**38**	42	29	**31**	55	32	**42**
BOD 5	mg/l	7	2	**71**	2	4	**-100**	6	2	**67**
Azoto Nitroso (N-NO_2)	mg/l	0,5	0,2	**60**	0,1	0,2	**-100**	0,2	0,1	**50**
Azoto Nitrico (N-NO_3)	mg/l	9,9	7,1	**28**	6,8	5,2	**24**	9,8	6,1	**38**
Azoto ammoniacale (N-NH_4)	mg/l	1,0	0	**100**	1	0,0	**100**	2,1	0	**100**
Azoto Organico (N)	mg/l	3,6	2,7	**25**	3,1	2,3	**26**	4,8	3,0	**38**
TKN (N-Norganico + N-NH_4)	mg/l	4,6	2,8	**39**	3,8	2,3	**39**	6,9	3,0	**57**
Azoto Totale (N_{tot})	mg/l	15,0	10,0	**33**	10,7	7,7	**28**	16,9	9,2	**46**
Fosforo Totale	mg/l	1,1	0,1	**91**	0,5	0,2	**60**	1,4	0,3	**79**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	1,0	1,0	**2**	0,8	0,6	**25**	0,8	0,6	**25**
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	1,6	1,3	**19**	1,5	1,4	**7**	0,7	0,6	**14**
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	2,6	2,3	**12**	2,3	2,0	**13**	1,5	1,2	**20**
Solfati	mg/l	43	40	**7**	68	49	**28**	89	82	**8**
Cloruri	mg/l	68	75	**-10**	101	78	**23**	159	138	**13**
Cromo Totale	mg/l	0,04	0,02	**50**	0,03	0,01	**67**	0,04	0,03	**29**
Solidi sospesi totali (SST)	mg/l	8	2	**75**	3	2	**33**	5	5	**0**
Solidi sedimentabili	ml/l	0	0		0	0		0	0	
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml	5.200	1.800	**65**	13.500	1.800	**87**	6.000	800	**87**

Tabella 24:I fase: Qin = 8 m^3/d; A.E. = 40; S = 1,25 m^2

DATA CAMPIONAMENTO		05/11/2004	08/11/2004	% abbattimento	01/12/2004	03/12/2004	% abbattimento	19/01/2005	21/01/2005	% abbattimento
PARAMETRI		IN	OUT		IN	OUT		IN	OUT	
Aspetto		limpido	limpido		limpido	limpido		limpido	limpido	
Colore (non percettibile)		TQ	TQ		1:3	1:3		1:2	1:2	
PH		7,7	7,9		7,1	7,5		7,1	7,2	
COD	mg/l	55	26	**53**	40	30	**25**	58	36	**38**
BOD 5	mg/l	6	2	**67**	1	3	**-200**	6	3	**50**
Azoto Nitroso ($N\text{-}NO_2$)	mg/l	0,3	0,02	**93**	0,3	0,02	**93**	1,1	0,05	**95**
Azoto Nitrico ($N\text{-}NO_3$)	mg/l	4,2	2,8	**33**	8,2	5,5	**33**	4,7	3,1	**34**
Azoto ammoniacale ($N\text{-}NH_4$)	mg/l	8,2	0	**100**	0,2	0	**100**	5,0	0,1	**98**
Azoto Organico (N)	mg/l	2,5	0	**100**	3,1	1,6	**48**	4,9	3,1	**37**
TKN (N-Norganico + $N\text{-}NH_4$)	mg/l	10,7	0	**100**	3,3	1,6	**52**	9,9	3,1	**69**
Azoto Totale (N_{tot})	mg/l	15,2	2,7	**82**	11,8	7,1	**40**	15,7	6,3	**60**
Fosforo Totale	mg/l	0,5	0,4	**20**	0,5	0,3	**40**	0,5	0,6	**-20**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	0,3	0	**100**	0,1	0	**100**	0,4	0	**100**
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	0,8	0,6	**25**	0,8	0,6	**25**	0,8	0,9	**-13**
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	1,1	0,6	**45**	0,9	0,6	**33**	1,2	0,9	**25**
Solfati	mg/l	45	41	**9**	60	35	**42**	92	77	**16**
Cloruri	mg/l	95	81	**15**	96	73	**24**	165	128	**22**
Cromo Totale	mg/l	0,04	0,02	**46**	0,04	0,02	**31**	0,05	0,03	**37**
Solidi sospesi totali (SST)	mg/l	9	5	**44**	10	3	**70**	18	1	**94**
Solidi sedimentabili	ml/l	0	0		0	0		0	0	
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml	30.000	700	**98**	19.000	450	**98**	30.000	2.200	**93**

Tabella 25:II fase: Q_{in} = 12 m^3/d A.E. = 60.; S = 0,83 m^2

DATA CAMPIONAMENTO		02/03/2005	03/03/2005	% abbattimento	20/04/2005	21/04/2005	% abbattimento	25/05/2005	26/05/2005	% abbattimento
PARAMETRI		IN	OUT		IN	OUT		IN	OUT	
Aspetto		limpido	limpido		limpido	limpido		torbido	limpido	
Colore (non percettibile)		1:8	1:8		1:2	1:2		1:5	1:3	
PH		7,0	7,0		7,2	7,3		7,4	7,3	
COD	mg/l	102	53	**48**	59	35	**41**	80	46	**43**
BOD 5	mg/l	18	6	**67**	9	4	**56**	8	4	**50**
Azoto Nitroso ($N\text{-}NO_2$)	mg/l	0,4	0,06	**85**	0,3	0,01	**97**	0,4	0,02	**94**
Azoto Nitrico ($N\text{-}NO_3$)	mg/l	10,2	7,3	**28**	4,2	0,4	**90**	2,4	0,4	**83**
Azoto ammoniacale ($N\text{-}NH_4$)	mg/l	4,7	0,1	**98**	3,3	0	**100**	8,3	2,0	**76**
Azoto Organico (N)	mg/l	6,3	2,4	**62**	3,9	4,6	**-18**	6,1	4,6	**25**
TKN (N-Norganico + $N\text{-}NH_4$)	mg/l	11,0	2,5	**77**	7,2	4,6	**36**	14,4	6,6	**54**
Azoto Totale (N_{tot})	mg/l	21,6	9,9	**54**	11,7	5,0	**57**	17,1	5,0	**71**
Fosforo Totale	mg/l	1,1	0,8	**27**	0,5	0,5	**0**	1,1	0,5	**55**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	0,9	0	**100**	0,1	0	**100**	0,9	0	**100**
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	0,8	0,7	**13**	0,9	0,6	**33**	0,7	0,5	**29**
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	1,7	0,7	**59**	1,0	0,6	**40**	1,6	0,5	**69**
Solfati	mg/l	100	96	**4**	65	67	**-3**	90	77	**14**
Cloruri	mg/l	93	66	**29**	70	79	**-12**	101	105	**-4**
Cromo Totale	mg/l	0,09	0,05	**48**	0,05	0,03	**41**	0,06	0,03	**44**
Solidi sospesi totali (SST)	mg/l	49	8	**84**	17	5	**71**	25	8	**68**
Solidi sedimentabili	ml/l	0	0		0	0		0	0	
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml	100.000	7.000	**93**	23.000	4.000	**83**	50.000	8.000	**84**

Tabella 26: III fase: Q_{in} = 20 m^3/d A.E. = 100 S = 0,5 m^2
IV fase (da maggio): **Q_{in}** = 24 m^3/d **A.E.** = 120 **S** = 0,42 m^2

DATA CAMPIONAMENTO		05/07/2005	06/07/2005	% abbattimento	30/08/2005	31/08/2005	% abbattimento	27/09/2005	28/09/2005	% abbattimento
PARAMETRI		IN	OUT		IN	OUT		IN	OUT	
Aspetto		limpido	limpido		limpido	limpido		limpido	limpido	
Colore (non percettibile)		1:4	1:4		TQ	TQ		1:10	1:8	
PH		7,2	7,4		7,3	7,3		7,5	7,2	
COD	mg/l	59	32	**46**	39	22	**44**	56	43	**23**
BOD 5	mg/l	8	4	**50**	5	4	**20**	4	4	**0**
Azoto Nitroso (N-NO_2)	mg/l	0,3	0,02	**95**	0,1	0,09	**10**	0,3	0,10	**67**
Azoto Nitrico (N-NO_3)	mg/l	3,2	0,3	**90**	6,2	4,2	**32**	7,7	2,7	**65**
Azoto ammoniacale (N-NH_4)	mg/l	3,2	2,0	**38**	2,0	2,0	**0**	3,0	2,0	**33**
Azoto Organico (N)	mg/l	2,8	0,8	**71**	5,5	2,9	**47**	2,6	1,2	**54**
TKN (N-Norganico + N-NH_4)	mg/l	6,0	0,9	**85**	6,3	3,0	**52**	5,6	1,3	**77**
Azoto Totale (N_{tot})	mg/l	9,5	5,0	**47**	12,6	7,3	**42**	13,6	5,0	**63**
Fosforo Totale	mg/l	1,2	0,5	**58**	0,6	0,5	**17**	1,2	0,7	**42**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	0,6	1	**17**	0,5	0	**40**	0,4	0	**75**
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	0,5	0,5	**0**	0,5	0,4	**20**	0,5	0,5	**0**
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	1,1	1,0	**9**	1,0	0,7	**30**	0,9	0,6	**33**
Solfati	mg/l	62	50	**19**	42	40	**5**	75	69	**8**
Cloruri	mg/l	82	80	**2**	79	81	**-3**	102	102	**0**
Cromo Totale	mg/l	0,04	0,03	**23**	0,03	0,03	**0**	0,04	0,03	**18**
Solidi sospesi totali (SST)	mg/l	17	4	**76**	3	2	**33**	10	11	**-10**
Solidi sedimentabili	ml/l	0	0		0	0		0	0	
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml	30.000	17.000	**43**	25.000	17.000	**32**	60.000	30.000	**50**

Tabella 27: V fase: Q_{in} = 30 m^3/d A.E. = 150.; S = 0,33 m^2

Con questi dati di partenza, è stato monitorato il comportamento dell'impianto di fitodepurazione in base ai diversi carichi, ottenendo i grafici sotto riportati:

DATA CAMPIONAMENTO		25/10/2005	26/10/2005	% abbattimento	29/11/2005	30/11/2005	% abbattimento	24/01/2006	25/01/2006	% abbattimento
PARAMETRI		IN	OUT		IN	OUT		IN	OUT	
Aspetto		limpido	limpido		limpido	limpido		limpido	limpido	
Colore (non percettibile)		1:3	1:3		1:13	1:10		1:12	1:10	
PH		7,2	7,0		7,6	7,5		7,3	7,3	
COD	mg/l	57	31	**46**	87	40	**54**	86	50	**42**
BOD 5	mg/l	4	4	**0**	12	4	**67**	8	4	**50**
Azoto Nitroso (N-NO_2)	mg/l	0,3	0,03	**90**	0,9	0,09	**91**	0,2	0,04	**78**
Azoto Nitrico (N-NO_3)	mg/l	6,7	3,4	**49**	4,5	1,7	**62**	3,9	0,3	**92**
Azoto ammoniacale (N-NH_4)	mg/l	4,1	2,0	**51**	14,0	2,0	**86**	11,6	2,0	**83**
Azoto Organico (N)	mg/l	3,3	1,6	**52**	4,2	2,6	**38**	4,0	2,4	**40**
TKN (N-Norganico + N-NH_4)	mg/l	7,4	2,0	**73**	18,2	2,9	**84**	15,6	3,3	**79**
Azoto Totale (N_{tot})	mg/l	14,4	5,4	**63**	23,6	5,0	**79**	19,7	3,6	**82**
Fosforo Totale	mg/l	0,9	0,7	**22**	1,7	1,0	**41**	1,4	1,0	**29**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	0,5	0,2	**60**	0,6	0,2	**67**	0,5	0,2	**60**
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	0,5	0,5	**0**	1,0	0,6	**40**	0,7	0,6	**14**
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	1,0	0,5	**50**	1,6	0,6	**63**	1,2	0,6	**50**
Solfati	mg/l	76	68	**11**	95	85	**11**	104	90	**13**
Cloruri	mg/l	124	111	**10**	171	151	**12**	132	124	**6**
Cromo Totale	mg/l	0,043	0,04	**19**	0,05	0,03	**42**	0,06	0,03	**45**
Solidi sospesi totali (SST)	mg/l	14	7	**50**	25	7	**72**	15	5	**67**
Solidi sedimentabili	ml/l	0	0		0,05	0		0	0	
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml	400.000	40.000	**90**	5.000.000	300.000	**94**	85.000	9.000	**89**

Tabella 28:VI fase: Q_{in} = 36 m^3/d A.E. = 180.; S = 0,28 m^2

DATA CAMPIONAMENTO		01/03/2006	02/03/2006	% abbattimento	04/04/2006	05/04/2006	% abbattimento	16/05/2006	17/05/2006	% abbattimento
PARAMETRI		IN	OUT		IN	OUT		IN	OUT	
Aspetto		limpido	limpido		limpido	limpido		limpido	limpido	
Colore (non percettibile)		1:4	1:2		1:5	1:3		1:5	1:5	
PH		7,4	7,5		7,3	7,2		7,3	7,4	
COD	mg/l	72	42	**42**	61	36	**41**	60	30	**50**
BOD 5	mg/l	10	4	**60**	6	4	**33**	4	5	**-25**
Azoto Nitroso (N-NO_2)	mg/l	0,2	0,02	**90**	0,3	0,02	**94**	0,1	0,03	**75**
Azoto Nitrico (N-NO_3)	mg/l	2,2	0,2	**90**	3,6	0,4	**89**	5,4	0,3	**94**
Azoto ammoniacale (N-NH_4)	mg/l	9,0	2,0	**78**	7,9	2,0	**75**	3,3	2,0	**39**
Azoto Organico (N)	mg/l	4,1	2,1	**49**	4,1	2,6	**37**	4,9	2,4	**51**
TKN (N-Norganico + N-NH_4)	mg/l	13,1	2,9	**78**	12,0	3,5	**71**	8,2	3,8	**54**
Azoto Totale (N_{tot})	mg/l	15,5	3,1	**80**	15,9	5,0	**69**	13,7	5,0	**64**
Fosforo Totale	mg/l	0,6	0,6	**5**	0,8	0,6	**25**	0,5	0,5	**0**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	1,2	0,3	**75**	2,0	0,3	**85**	0,6	0,3	**50**
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	0,6	0,5	**17**	0,7	0,5	**29**	0,5	0,3	**40**
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	1,8	0,8	**56**	2,7	0,8	**70**	1,1	0,6	**45**
Solfati	mg/l	66	62	**6**	65	59	**9**	52	55	**-6**
Cloruri	mg/l	102	100	**2**	111	107	**4**	84	82	**2**
Cromo Totale	mg/l	0,07	0,03	**54**	0,05	0,03	**32**	0,05	0,03	**38**
Solidi sospesi totali (SST)	mg/l	24	6	**75**	16	6	**63**	16	1	**94**
Solidi sedimentabili	ml/l	0	0		0	0		0,05	0	
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml	100.000	18.000	**82**	140.000	12.300	**91**	62.000	7.000	**89**

Tabella 29: VI fase: Q_{in} = 36 m^3/d A.E. = 180.; S = 0,28 m^2

DATA CAMPIONAMENTO		20/06/2006	21/06/2006	% abbattimento	07/08/2006	08/08/2006	% abbattimento	27/09/2006	28/09/2006	% abbattimento
PARAMETRI		IN	OUT		IN	OUT		IN	OUT	
Aspetto		limpido	limpido		limpido	limpido		limpido	limpido	
Colore (non percettibile)		1:2	TQ		TQ	TQ		TQ	TQ	
PH		7,3	7,3		7,0	7,5		7,6	7,4	
COD	mg/l	115	31	**73**	35	30	**14**	26	25	**4**
BOD 5	mg/l	33	5	**85**	4	5	**-25**	3	4	**-33**
Azoto Nitroso (N-NO_2)	mg/l	0,2	0,04	**80**	0,1	0,06	**40**	0,3	0,08	**70**
Azoto Nitrico (N-NO_3)	mg/l	2,5	0,4	**84**	13,6	1,6	**88**	6,4	1,7	**73**
Azoto ammoniacale (N-NH_4)	mg/l	14,4	2,0	**86**	2,0	2,0	**0**	2,0	2,0	**0**
Azoto Organico (N)	mg/l	6,6	2,6	**61**	1,7	1,7	**0**	0,7	1,2	**-71**
TKN (N-Norganico + N-NH_4)	mg/l	21,0	4,6	**78**	3,7	3,7	**0**	2,7	3,2	**-19**
Azoto Totale (N_{tot})	mg/l	23,7	5,0	**79**	17,4	5,4	**69**	9,4	5,0	**47**
Fosforo Totale	mg/l	1,9	0,5	**74**	1,5	0,7	**53**	0,5	0,5	**0**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	1,4	0,3	**79**	0,1	0,5	**-400**	0,3	0,1	**67**
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	1,1	0,4	**64**	0,5	0,4	**20**	0,4	0,3	**25**
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	2,5	0,7	**72**	0,6	0,9	**-50**	0,7	0,4	**43**
Solfati	mg/l	64	40	**38**	40	40	**0**	40	40	**0**
Cloruri	mg/l	139	93	**33**	40	43	**-8**	54	48	**11**
Cromo Totale	mg/l	0,09	0,04	**56**	0,03	0,03	**0**	0,03	0,03	**0**
Solidi sospesi totali (SST)	mg/l	65	6	**91**	8	1	**88**	6	7	**-17**
Solidi sedimentabili	ml/l	0,9	0		0	0		0	0	
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml	300.000	700	**100**	120.000	5.500	**95**	4.600	700	**85**

Tabella 30:VI fase: Q_{in} = 36 m^3/d A.E. = 180.; S = 0,28 m^2

I grafici sottostanti riassumono i risultati ottenuti, mettendo in relazione il tempo trascorso dall'avvio dell'impianto con i dati di ingresso e di uscita dell'impianto.

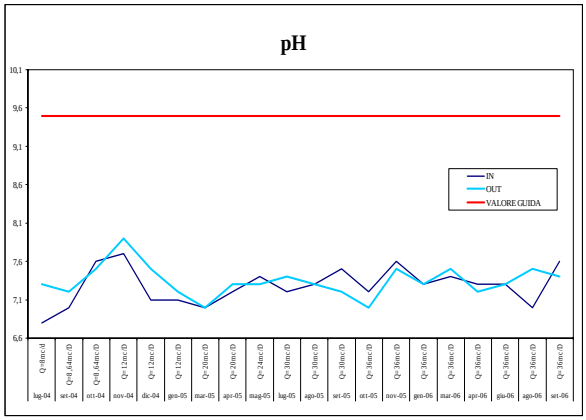


Grafico 10

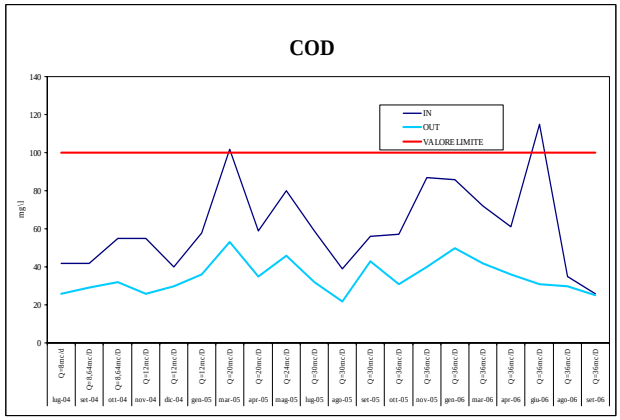


Grafico 11

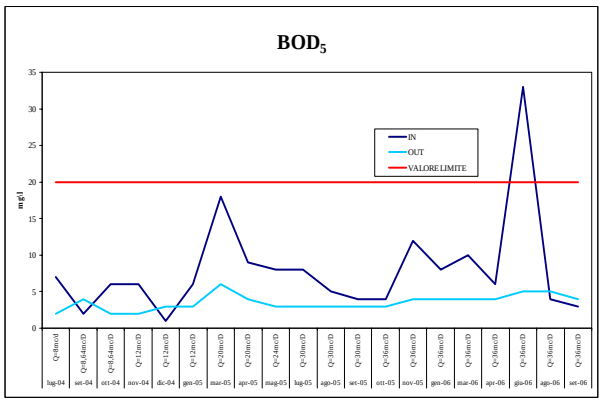


Grafico 12

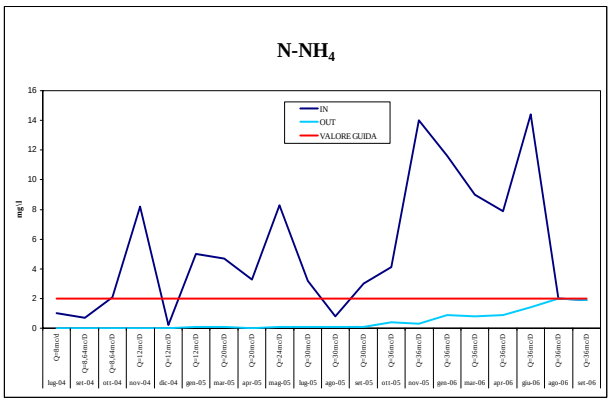


Grafico 13

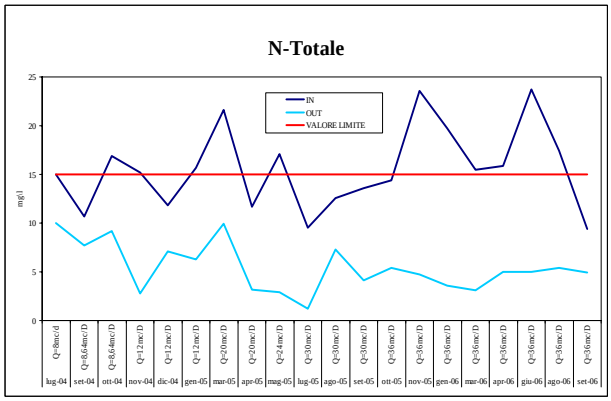


Grafico 14

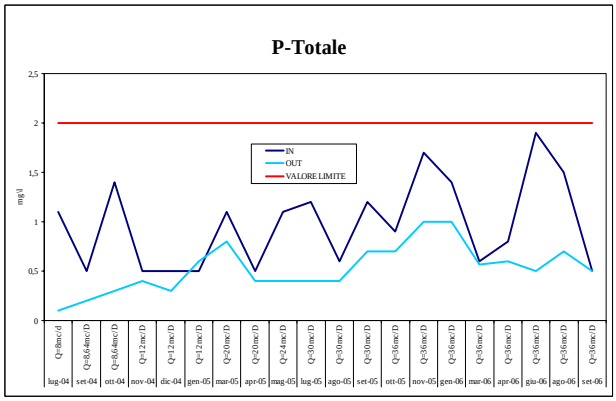


Grafico 15

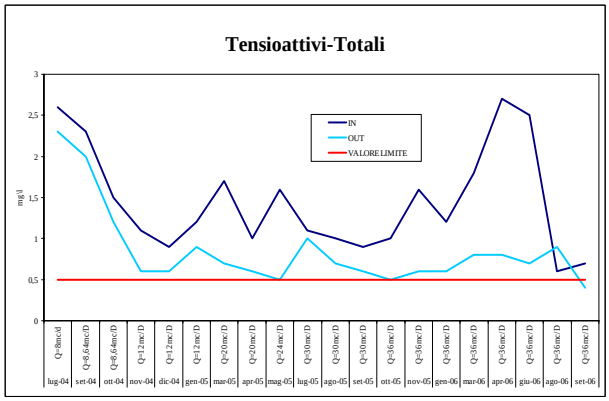


Grafico 16

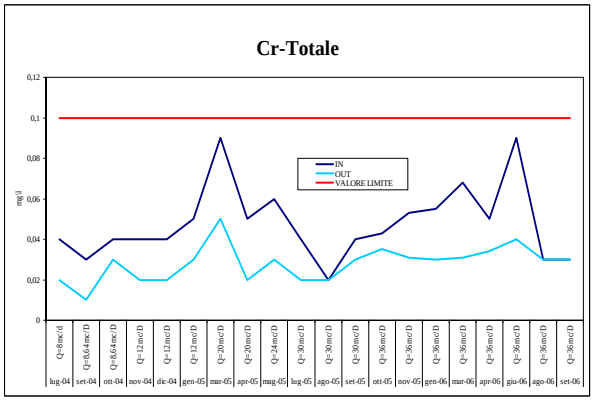


Grafico 17

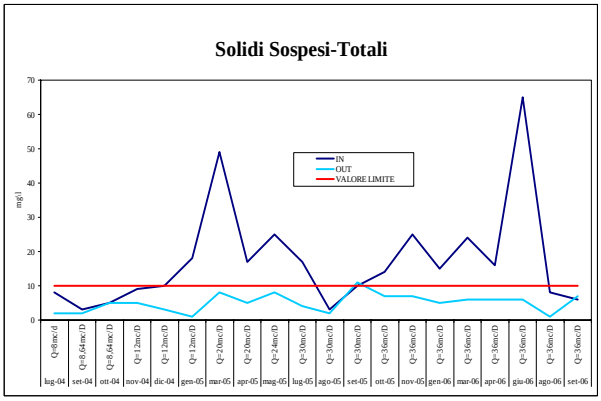


Grafico 18

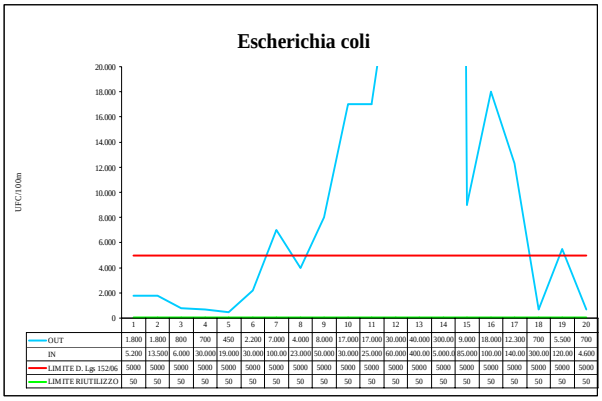


Grafico 19

Oltre ai dati sopra riportati sono state raccolte anche documentazioni relative all'assorbimento di metalli pesanti da parte della macrofita in questione (Phragmites A.). La raccolta di tale documentazione è stata possibile analizzando i materiali presenti all'interno delle macrofite sfalciate in vari periodi dell'anno, così come riportato nelle tabelle sottostanti e confrontandole con piante dello stesso tipo cresciute in un ambiente privo di inquinanti.

■ PRIMO SFALCIO:	1 MARZO 2006 (avviamento: luglio 2004)
■ SECONDO SFALCIO:	16 GENNAIO 2007
■ MATERIALE RACCOLTO	100 Kg
■ Parti utilizzate per la determinazione dei metalli:	foglie e fusto (parti aeree)
■ CAMPIONE DI RIFERIMENTO:	phragmites a. della stessa età irrigate in vaso con H_2O potabile

Tabella 31

Le analisi di laboratorio condotte sui campioni analizzati hanno evidenziato i seguenti risultati.

FOGLIE DI PHRAGMITES AUSTRALIS		CAMPIONE DI RIFERIMENTO	FITODEPURAZIONE	
PARAMETRO	**U.M**	**mar-06**	**mar-06**	**gen-07**
Fosforo totale (P tot)	mg/Kg	**920**	1.000	1.580
Cromo totale (Cr tot)	mg/Kg	**2**	8,0	6,5
Rame (Cu)	mg/Kg	**4**	27,0	10,9
Nichel (Ni)	mg/Kg	**1**	6,0	3,9
Piombo (Pb)	mg/Kg	**1**	3,0	3,2
Boro (B)	mg/Kg	**7**	16,0	8,6
Zinco (Zn)	mg/Kg	**24**	36,0	71,7
Cadmio (Cd)	mg/Kg	**< 1**	< 1	< 1
Arsenico (As)	mg/Kg	**< 0,1**	< 0,1	< 0,1
Mercurio (Hg)	mg/Kg	**< 0,1**	< 0,1	< 0,1

Tabella 32– Risultati delle analisi di laboratorio

Per quanto riguarda l'abbattimento del fosforo e dell'azoto, i risultati ottenuti inserendo l'impianto di fitodepurazione quale trattamento di terziario sono quelli riportati in tabella 32, 33 e 34 riassunti in seguito dai grafici delle figure 51, 52 e 53

		IMPIANTO		FITODEPURAZIONE		IN IMP. - OUT FITO	IMPIANTO		FITODEPURAZIONE		IN IMP. - OUT FITO
		IN	OUT	IN	OUT	ABB %	IN	OUT	IN	OUT	ABB %
		21/11/2006		23/11/2006	24/11/2006		27/11/2006	28/11/2006	28/11/2006	29/11/2006	
				Q= 36 m^3/d					Q= 36 m^3/d		
Aspetto		torbido		limpido	limpido		torbido	Limpido	limpido	limpido	
Odore		caratteristico		inodore	inodore		caratteristico	Inodore	inodore	inodore	
Colore (non percettibile)		1:3		1:3	1:3			1:2	1:2	1:2	
PH		7,5		7,4	7,4		7,2	7,5	7,4	7,4	
COD	mg/l	856		61	36	96	1135	72	65	41	96
BOD 5	mg/l	217		2	4	98	461	10	8	2	100
Azoto Nitroso (N-NO2)	mg/l	0,2		0,5	0,07	56	0,2	0,6	0,5	0,09	55
Azoto Nitrico (N-NO3)	mg/l	0,7		3,7	1,2	-71	0,9	4,2	4,1	1,8	
Azoto ammoniacale (N-NH4)	mg/l	15,4		7,0	2,0	87	12,6	4,7	5,0	2,7	79
Azoto Organico (N)	mg/l	21,6		4,9	2,2	90	29,5	5,0	4,7	2,2	93
TKN (N-Norganico + N-NH4)	mg/l	37,0		11,9	4,2	89	42,1	9,7	9,7	4,9	88
Azoto Totale Tal Quale	mg/l	**37,9**		16,1	**5,5**	**85**	**43,2**	14,5	14,3	**6,8**	**84**
Fosforo Totale	mg/l	**5,8**		0,5	**0,3**	**95**	**6,3**	1,2	1,1	**1,2**	**81**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	3,3		0,9	0,2	94	4,9	0,5	0,4	0,7	86
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	2,9		0,7	0,5	83	5,6	0,5	0,5	0,5	91
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	6,2		1,6	0,7	89	10,5	1,0	0,9	1,2	89
Solfati	mg/l	106		81	68	36		69			
Cloruri	mg/l	117		126	111	5		107			
Cromo Totale	mg/l	0,1		0,05	0,03	74		0,045			
Solidi sospesi totali	mg/l	568		10	7	99	797	17	13	9	99
Solidi sedimentabili	ml/l	12		0	0	100	13	0	0	0	100
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml			18.000	2.400			40	31.000	88.000	

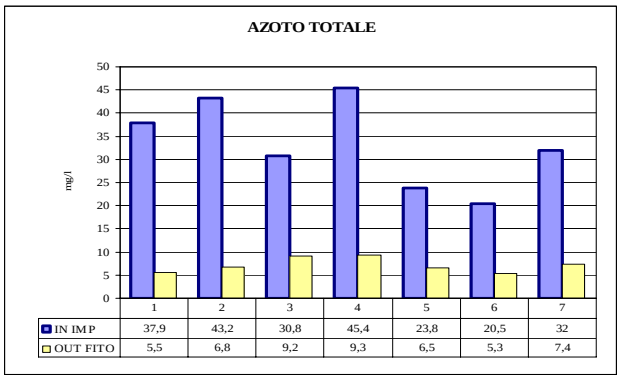
Tabella 33– Abbattimento Azoto e Fosforo (1)

		IMPIANTO		FITODEPURAZIONE		IN IMP. - OUT FITO	IMPIANTO		FITODEPURAZIONE		IN IMP. - OUT FITO
		IN	OUT	IN	OUT	ABB %	IN	OUT	IN	OUT	ABB %
		05/12/2006	06/12/2006	05/12/2006	06/12/2006		12/12/2006	13/12/2006	12/12/2006	13/12/2006	
					Q= 36 m^3/d					Q= 30m^3/d	
Aspetto		torbido	leggermente torbido	limpido	limpido		torbido	leggermente torbido	limpido	limpido	
Odore		caratteristico	inodore	inodore	inodore		caratteristico	inodore	inodore	inodore	
Colore (non percettibile)			1:5	1:5	1:5			TQ	TQ	TQ	
PH		7,4	7,5	7,4	7,3		7,1	7,3	7,1	7,0	
COD	mg/l	694	100	54	31	96	1103	80	47	26	98
BOD 5	mg/l	222	23	6	2	99	363	18	5	4	99
Azoto Nitroso (N-NO2)	mg/l	0,2	1,0	1,0	0,10	50	0,5	1,1	1,1	0,07	85
Azoto Nitrico (N-NO3)	mg/l	0,8	5,8	6,4	4,2		3,4	6,6	6,8	4,0	
Azoto ammoniacale (N-NH4)	mg/l	11,8	3,0	2,9	1,9	84	15,1	3,5	3,1	1,9	87
Azoto Organico (N)	mg/l	18,0	3,4	2,7	3,0	83	26,4	2,6	2,5	3,3	88
TKN (N-Norganico + N-NH4)	mg/l	29,8	6,4	5,6	4,9	84	41,5	6,1	5,6	5,2	87
Azoto Totale Tal Quale	mg/l	**30,8**	13,2	12,9	**9,2**	**70**	**45,4**	13,8	13,5	**9,3**	**80**
Fosforo Totale	mg/l	**5,0**	1,4	1,0	**0,4**	**92**	**6,1**	0,6	0,5	**0,5**	**92**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	3,1	0,5	0,4	0,1	97	1,7	1,0	0,7	0,1	94
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	2,8	0,7	0,5	0,4	86	3,8	0,5	0,3	0,4	89
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	5,9	1,2	0,9	0,5	92	5,5	1,5	1,0	0,5	91
Solfati	mg/l						77	50	58	51	34
Cloruri	mg/l						46	44	42	61	
Cromo Totale	mg/l						0,232	0,025	0,03	0,03	89
Solidi sospesi totali	mg/l	471	56	13	7	99	800	38	9	1	100
Solidi sedimentabili	ml/l	7,5	0,4	0	0	100	13	0	0	0	100
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml		6.300	9.000	6.600				8.300	15.000	

Tabella 34– Abbattimento Azoto e Fosforo (2)

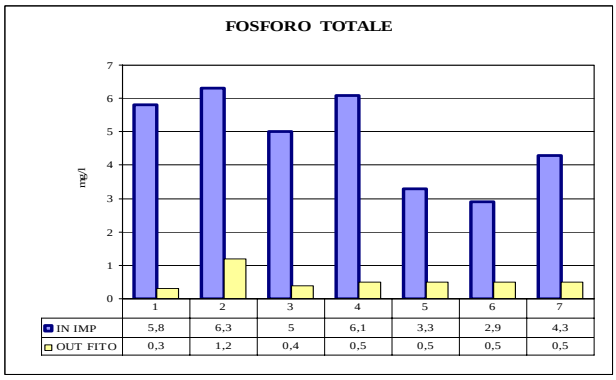
		IMPIANTO		FITODEPURAZIONE		IN IMP. - OUT FITO	IMPIANTO		FITODEPURAZIONE		IN IMP. - OUT FITO
		IN	OUT	IN	OUT	ABB %	IN	OUT	IN	OUT	ABB %
		12/12/2006	13/12/2006	12/12/2006	13/12/2006		23/01/2007	24/01/2007	24/01/2007	25/01/2007	
					Q= 30m^3/d					Q= 30m^3/d	
Aspetto		torbido	limpido	limpido	limpido		torbido	leggermente torbido	limpido	limpido	
Odore		caratteristico	inodore	inodore	inodore		caratteristico	inodore	inodore	inodore	
Colore (non percettibile)			TQ	TQ	TQ			TQ	TQ	TQ	
PH		7,3	7,2	7,1	7,6		7,1	7,2	7,0	6,9	
COD	mg/l	526	70	55	31	94					
BOD 5	mg/l	121	13	7	4	97					
Azoto Nitroso (N-NO2)	mg/l	0,3	1,4	1,5	0,14	53					
Azoto Nitrico (N-NO3)	mg/l	2,8	5,4	5,1	2,1	25					
Azoto ammoniacale (N-NH4)	mg/l	8,3	2,0	1,8	1,8	78					
Azoto Organico (N)	mg/l	12,4	3,1	3,2	2,5	80					
TKN (N-Norganico + N-NH4)	mg/l	20,7	5,1	5,0	4,3	79					
Azoto Totale Tal Quale	mg/l	**23,8**	11,8	11,6	**6,5**	**73**	**20,5**	**13,0**	**9,6**	**5,3**	**74**
Fosforo Totale	mg/l	**3,3**	0,7	0,6	**0,5**	**85**	**2,9**	**0,9**	**0,5**	**0,5**	**83**
Tensioattivi non ionici (BIAS)	mg/l	2,9	1,3	1,2	0,2	93					
Tensioattivi anionici (MBAS)	mg/l	1,6	0,5	0,5	0,3	81					
TENSIOATTIVI TOTALI	mg/l	4,5	1,8	1,7	0,5	89					
Solfati	mg/l	73	62	58	68	7					
Cloruri	mg/l	58	63	59	64						
Cromo Totale	mg/l	0,136	0,04	0,04	0,03	82					
Solidi sospesi totali	mg/l	371	16	12	3	99					
Solidi sedimentabili	ml/l	6	0	0	0	100	3	0,1	0	0	
ESCHERICHIACOLI	UFC/100ml							100	26.000	1.300	

Tabella 35 – Abbattimento Azoto e Fosforo (3)



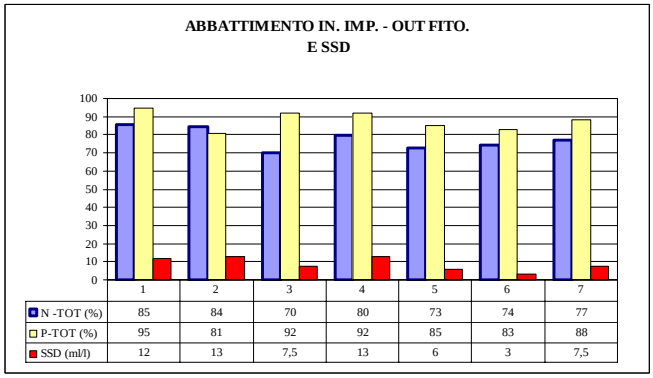
	1	2	3	4	5	6	7
IN IMP	37,9	43,2	30,8	45,4	23,8	20,5	32
OUT FITO	5,5	6,8	9,2	9,3	6,5	5,3	7,4

Grafico 20



	1	2	3	4	5	6	7
IN IMP	5,8	6,3	5	6,1	3,3	2,9	4,3
OUT FITO	0,3	1,2	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5

Grafico 21



	1	2	3	4	5	6	7
N -TOT (%)	85	84	70	80	73	74	77
P-TOT (%)	95	81	92	92	85	83	88
SSD (ml/l)	12	13	7,5	13	6	3	7,5

Grafico 22

BIBLIOGRAFIA

- ATV – Abwassertechnische Vereinigung (Associazione tedesca per l'acqua e l'ambiente) (1998) – Behandlung von hauslichem abwasser in Pflanzenbeeten (Trattamento di reflui domestici in fitodepurazione). German ATV - Standards Wastewater/Waste, Guideline A 262, 10 pp. Adcock P.W., Ganf G.G. (1994) - Grow characteristics of three macrophyte species growing in a natural and constructed wetland system - Wat. Sci. Tech., 29 (4): 95-102.
- Armstrong J., Armstrong W. (1990) - Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of Phragmites australis (Cav.) Trin ex Steud - New Phytol., 114: 121-128.
- Borin M., Marchetti C. (1997) - Sistemi di depurazione delle acque basati sull'uso di vegetazione macrofita - Caratteristiche e funzionamento. Ambiente, Risorse e Salute, 55:7-13.
- Breen P.F. (1990) – A mass balance method for assesting the potential of artificial wetland for wastewater treatment for wastewater treatment - Wat. Res., 24(6):689-697.
- Brix H. (1993) – Waste treatment in constructed wetland: System design, removal processes, and treatment performances - in: Moshiri G.A. "Constructed wetland for water quality improvement",Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokio, Lewis Publishers.
- Brix H. (1993) – Macrophyte mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates - In Moshiri G.A. "Constructed wetlands for water quality improvement". Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokio, Lewis publishers, 391-398.
- Brix H. (1994) – Functions of macrophytes in constructed wetland - Wat.Sci. Tec, 29(4): 71-74.
- Brix J., (1996) - Design criteria for a two-stage constructed wetland - presented at the Vth International Conference on Wetland Systems for water pollution control (DK).
- Brooks R.R. (1998) - Plants that hyper accumulate heavy metals – CAB international, USA.
- Camuccio P. & Barattin B. (2001) – La fitodepurazione: manuale tecnico divulgativo – Provincia di Treviso.
- Ciucani G. & Cattani I. (2001) - Fitodepurazione: un processo per il trattamento delle acque reflue - rapporti di Sc.Ambientali dell' Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale dell'Università Cattolica di Piacenza a cura di Capri E. e Trevisan M.
- Cooper P.F. (1993) - The use of reed bed systems to treat domestic sewage: The european design and operations guidelines for reed bed treatment systems - In Moshiri G.A. "Constructed wetlands for water quality improvement". Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokio, Lewis Publishers, 203-217.
- Cooper P.F.,Job G.D., Green M.B., Shutes R.B.E. (1996) – Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment - WRc plc,Swindon, UK.
- Cossu R. (1984) – Indagine sperimentale sul trattamento del percolato mediante lagunaggio aerobico. Ingegneria Ambientale, 13 (5): 226-236.
- Crites R.W. (1994) - Design Criteria and practice for constructed wetlands - Wat.Sci. Tech., 29 (4):
- 1-6.

- Crites Tchobanoglous (1998) - Small and decentralized wastewater management systems - McGraw-Hill (USA).
- Department of Land and Water Conservation (DLWC, NSW) (1998) - The Constructed Wetlands Manual - Department of Land and Water Conservation, New South Wales, Australia.
- ENEA (1999) - Aree umide costruite per la depurazione di acque reflue - atti del convegno scientifico, 25 maggio 1999, Bologna.
- EC/EWPCA (1990) – European design and operation guidelines for reed bed treatment system (Ed. P.F. Cooper) – EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment System Expert Contact Group, Report U1.17 Water Research Center, Swindon, UK, pp27.
- Gerola F.M. (1997) – Biologia Vegetale sistematica filogenetica – UTET, Torino.
- Gersberg R.M., Lyon S.R., Elkins B.V., Goldman C.R. (1985) - The removal of heavy metals by artificial wetlands - In “Proceedings of the water reuse symposium III. Future of water reuse”. AWWA research Foundation.
- Gersberg R.M., Elkins B.V., Lyon S.R., Goldman C.R. (1986) - Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands - Wat. Res., 20 (3): 363-368.
- Ghetti P. F. & Volpi-Ghirardini A. (1994) – Trattamenti di fitodepurazione: aspetti generali - in: De Fraja Frangipane E. & Vismara R. “Piccoli impianti di depurazione” , XLI Corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria -Ambientale, Andis e Politecnico di Milano, Milano.
- Giger W., Roberts P.V. (1978) - Characterization of persistent organic carbon - In “Water Pollution Microbiology”. New York, John Wiley and Sons, 2: 137-175.
- Green M.B., Griffin P., Seabridge J.K., Dhobie D. (1997) - Removal of bacteria in subsurface flow wetlands - Wat. Sci. Tech., 35 (5): 109-116.
- IÖV (Ingenieur ökologische Vereinigung Deutschland) (1994)–Behandlung von häuslichem Abwasser in pflaenzenklaeanlagen, IÖV –A – beitsblatt W1/94. 16 S.,Augsburg (Germania).
- Kadlec R.H. & Knight R.L. (1996) - Treatment Wetlands - Lewis Publisher CRC press, Florida.
- Malcevschi S., Ferraris M., Capetta C., Bisogni G. (1998) – Un’esperienza di ecosistemi-filtro per l’abbattimento dell’inquinamento microbiologico – Ingegneria Ambientale, 17(9): 478-485.
- Mantovi P., Piccinini S. (2001) – Trattamento di fitodepurazione delle acque reflue della zona di mungitura – L’ informatore agrario, LVII (33): 53-57.
- Masi F., (2000) - Il quadro italiano della fitodepurazione - in "Lezioni di Architettura Bioclimatica", Collana Manuali n. 53, Alinea Ed., Firenze, 201-207, 2000.
- Masi F., Bendoricchio G., Conte G., Garuti G., Innocenti A., Franco D., Pietrelli L., Pineschi G., Pucci B., Romagnolli F., (2000) - Constructed wetlands for wastewater treatment in Italy: Stateof- the-art and obtained results - Conference Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Orlando, vol.2 pp.979-987.
- Masotti L. (1999) – Depurazione delle acque. Tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto – Calderini ed., Bologna.
- Matthey W., Della Santa E., Wannenmacher C. (1992) – Guida pratica all’ecologia – Zanichelli, Bologna.
- Mclntyre B.D., Riha S.j. (1991) – Hydraulic conductivity and nitrogen removal in a artificial wetland system - J. Environ. Qual., 20: 259 –263.

- Nuttal. P.M., Boon A.G., Rowell M.R. (1997) – Rewiew of the design and management of constructed wetland - CIRIA ed., London.
- Önorm B2505 (1998) - Bepflanzte Bodenflter (Pfanzen Klaränlagen)- norme austriache per impianti di fitodepurazione.
- Pergetti M. (1994) – Criteri progettuali e costruttivi di u sistema a flusso sub-superficiale per piccole comunità – XLI Corso di aggiornamento ISA: piccoli impianti di depurazione. Politecnico di Milano e ANDIS, 30 maggio – 2 giugno, Milano.
- Piraccini E. (1998) – Un' applicazione di tecniche di fitodepurazione presso l'AMGA di Cesena – IA Ingegneria Ambientale, vol. 28 (3).
- Ramadori R., Cingolani L., Cameroni L. (Ed.s) (1995) - Natural and constructed Wetlands for wastewater treatment and reuse - Esperience, Goals and Limits - atti del seminario internazionale, Centro studi Provincia di Perugia.
- Reed S.C., Middlebrooks E.J., Crites R.W. (1987) - Natural systems for waste management and treatment - New York, McGraw-Hill book Co.
- Reed S.C., Brown D.S. (1992) - Constructed wetland design-The first generation. Wat. Env. Res., 64 (6): 776-781.
- Romagnolli F., Honer G. (2001) – Planted sand filter experiences in Italy- IWA Specialist Group on the use of Macrophytes in Water Pollution Control, newsletter n°23, 2001.
- Oxford university press (1990) – Dizionario enciclopedico dei termini scientifici – Bur Rizzoli, Milano.
- Trevisol M., Parancola (1995) - Manuale di biofitodepurazione: risanamento delle acque e processi di rinaturalizzazione - ANAB ed., Padova.
- Vecchiet M. (2000) – La depurazione a flusso verticale nel trattamento delle acque reflue di origine civile - in quaderno ARPA Emilia Romagna, atti workshop "Il riuso delle acque reflue in agricoltura", 10 maggio 2000, Bologna .
- Vismara R. & Ghetti P. F. (1995) - Sistemi naturali di depurazione. Campo di applicazione e limiti - raccolta di materiale didattico della FAST, Milano.
- Vismara R., Egaddi F., Garuti G., Pergetti M., Pagliughi A. (2000) – Linee guida per il dimensionamento degli impianti di fitodepurazione a macrofite radicate emergenti: gli esempi internazionali ed una proposta italiana - Ingegneria Ambientale, 29, 3/4, 164-176.
- Volterra L., Mancini L. (1994) - Fitodepurazione e riuso successivo delle macrofite – Ambiente, Risorse, Salute, 26: 30-36.
- Vretare V. & Weisner S.E.B. (2000) - Influence of pressurized ventilation on performance of an emergent macrophyte (Phragmites australis) - Journal of Ecology, 88 (6) : 978-987. Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R., Eds. (1998) - Constructed wetland for wastewater treatment in Europe - Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Atti del convegno CORDAR S.p.A. BIELLA SERVIZI del 28 febbraio 2007 "Nuovo sistema di Fitodepurazione Artificiale"

BIBLIOGRAFIA DI APPROFONDIMENTO

- Bahlo, K. & Wach, G.F. (1992) - Purification of domestic sewage with and without faeces by vertical intermittent filtration in reed beds - in: Cooper, P.F. & Findlater,

B.C. (Eds): “Constructed wetlands in Water Pollution Control”. Proceedings of the International Conference on the use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 244-28 September 1990. Pergamon, Oxford.
- Bahlo, K. (1997) - Reinigungsleistung und Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfilter mit Abwasserrezirkulation - Dissertation University of Hannover, Fachbereich Bauingenieur – und Vermessungswesen. Eigenverlag, Uelzen.
- Bahlo K. (2000) - Treatment efficiency of a vertical-flow reed bed with recirculation – Journal of Environmental Science and Helth, A35(8), 1403-1413.
- Brix H. (1991) – The use of macrophytes in waste water treatment: biological features - Atti del Convegno internazionale “Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspective”, Dip. Studi Territoriali e Ambientali Amm. Pro.le Perugia, C.I.S.B.A. E I.A.W.P.R.C., Perugia.
- Brix H. (1994) – Use of subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment - in: “Natural and constructed wetlands for wastewater treatment and reuse experiences, goals and limits”. Proceedings from conference in Pila, october 26-28, 1995, Perugia .
- Bown M., Beharrel M. and Bowling L. (1998) – Chemical, biological and physical processes in constructed wetland – in: “The Constructed Wetlands Manual” - Department of Land and Water Conservation, New South Wales, Australia.
- Cooper, P.F. & Findlater, B.C. (1990) - Constructed Wetlands in Water Pollution Control - Pergamon Press, Oxford.
- Geller, G., Kleyn, K., Lents, A. (1990) - Planted soil filter for wastewater treatment: the complex system planted soil filter, its components and their development - in: Cooper, P.F. & Findlater, B.C. (Eds) “Constructed wetlands in Water Pollution Control”. Proceedings of the International Conference on the use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control held in Cambridge, UK, on September 1990. Pergamon press, Oxford.
- Gersberg R.M., Lyon S.R., Brenner R., Elkins B.V. (1987) - Fate of viruses in artificial wetlands - Applied Environmental Microbiology, 53 (4): 731-736.
- Green M.B., Griffin P., Seabridge J.K., Dhobie D. (1997) - Removal of bacteria in subsurface flow wetlands - Wat. Sci. Tech., 35 (5): 109-116.
- Gunther Geller (1999) - Accumulation of substances and long-term experiences with planted soil filters - in: “Managing the wastewater resource- Ecological Engineering for wastewater Treatment”. Proceedings of the conference held in As on June 7-11-1999, Norway.
- Hammer, Donald A. (1989) – Constructed wetland for wastewater treatment – Lewis Publishers.
- Mitchell C., Wiese R., Young R. (1998) – Design of wastewater wetlands – in: “The Constructed Wetlands Manual” - Department of Land and Water Conservation, New South Wales, Australia.
- Reddy K.R. & Smith, W.H. (1987) - Aquatic Plants for Wastewater Treatment and Resource Recovery - Magnolia Publishing, Orlando, Florida.
- Reed S.C. & Broun D.S. (1992) – Constructed wetlands design, The first generation - Water Envir. Researce, 64: 776-781.
- Schudel P. & Boller Markus (1989) - Onsite wastewater treatment with intermittent buried filters - in: “International Specialized Conference on Design and Operation of Small Wastewater Treatment”, Trondheim June 1989, Hallvard Odegaard ed., Norway.

- U.S. EPA Enviromental Protection Agency (1993) – Subsurface flow constructed wetland for municipal wastewater treatment - EPA 832/R/93/001 Office for Water , Cincinnati Ohio.
- U.S. EPA Enviromental Protection Agency (2000) - Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewaters - EPA/625/R-99/010 Office for Research and Development, Cincinnati Ohio.

SITI INTERNET

www.iridra.com

www.fitodepurazionevis.it

www.enea.it

www.swamp-eu.org